



TITLE:

都市ごみの焼却処理に関する基礎的研究(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

高月, 紘

CITATION:

高月, 紘. 都市ごみの焼却処理に関する基礎的研究. 京都大学, 1978, 工学博士

ISSUE DATE:

1978-05-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.r3599>

RIGHT:

工
404 函
1-0

都市ごみの焼却処理 に関する基礎的研究

1977年10月

高 月 紘

目 次

第 1 章	序論	1
1 - 1	はじめに	1
1 - 2	焼却処理プロセスの概要	2
1 - 3	本論文の構成	3
	参 考 文 献	4
第 2 章	都市ごみの生成過程に関する検討	7
2 - 1	我国の都市ごみの発生量	7
2 - 2	我国の都市ごみの組成	8
2 - 3	製品生産統計からの都市ごみ組成の推定	9
2 - 4	比較と考察	14
2 - 5	結 論	18
	参 考 文 献	19
第 3 章	都市ごみの燃料特性に関する研究	43
3 - 1	都市ゴミの工業分析	43
3 - 2	都市ゴミの元素組成	44
3 - 3	都市ゴミの発熱量	50
3 - 4	元素組成と発熱量との関係についての検討	55
3 - 5	都市ゴミの熱分解	61
(1)	示差熱天秤を利用した熱分解過程の解析	61
(2)	熱分解ガス成分に関する研究	71
	参 考 文 献	80
第 4 章	都市ごみの燃焼機構に関する研究	85
4 - 1	セルロース物質の燃焼機構に関する研究	86

(1)	セルロース物質の着火に関する考察	8 7
(2)	高温雰囲気におけるセルロース物質の燃焼速度 に関する研究	9 6
(3)	燃焼中のセルロース物質内の温度伝播に関する 実験	1 1 3
4 - 2	プラスチックの燃焼機構に関する研究	1 2 0
(1)	プラスチックの燃焼速度に関する実験	1 2 0
(2)	燃焼中のプラスチック内部の温度変化に関する 研究	1 2 3
(3)	プラスチックの床燃焼における送風量の影響	1 2 5
4 - 3	都市ごみの燃焼過程に関する研究	1 2 8
(1)	都市ごみの燃焼速度に関する実験	1 2 8
(2)	都市ごみの燃焼過程における火移り速度に関す る研究	1 3 6
4 - 4	パイロットプラントによる焼却処理実験	1 4 8
(1)	パイロットプラントによる廃プラスチックの焼 却処理に関する研究	1 4 8
(2)	プラスチックと都市ごみの混焼炉の開発研究	1 5 4
参 考 文 献		1 6 1
第 5 章	ごみの燃焼ガスに関する研究	1 6 9
5 - 1	セルロースの燃焼ガスに関する研究	1 6 9
5 - 2	プラスチックの燃焼ガスに関する研究	1 7 6
5 - 3	都市ごみ焼却炉の排ガスの性状に関する研究	1 8 2
参 考 文 献		1 8 8
第 6 章	都市ごみの焼却灰に関する研究	1 9 1
6 - 1	焼却灰による有機性汚染の評価に関する研究	1 9 1
(1)	焼却灰の測定法に関する研究	1 9 1

(2)	焼却灰の埋立処分に伴う浸出水について.....	1 9 4
6 - 2	焼却灰による重金属汚染に関する測定	1 9 9
参 考 文 献	2 0 7
第 7 章	結 論	2 1 1
7 - 1	本研究の主たる成果	2 1 1
7 - 2	おわりに.....	2 1 4

第 1 章 序 論

1-1 はじめに

現在、我国の都市ごみ^{*}の処理における焼却処理の占める割合は、年々増加しつつあり、昭和 50 年度では焼却処理が全ごみ処理中推定 60% を占め、埋立処分とともに我国の都市ごみ処理の主役となっている。（表 2-3 参照）

焼却処理は、都市ごみのような有機性の固体廃棄物を、短時間で減容ししかも安全化・安定化できる点で非常にすぐれた処理方法であり、特に我国の都市の場合、廃棄物を長時間貯留できる用地がほとんどないことと相俟って、他国の都市に比して、焼却処理の普及率が高くなっている。

さて、この我国の都市ごみの焼却処理施設、すなわち焼却炉の技術的な発展の歴史は比較的新しく、従来のバッチ炉（固定炉）形式から現在みられるような連続式機械焼却炉の形式に到るまでの期間は、今日から逆のぼること約 20 年前後のことである。^{1) 2)}

このバッチ炉から連続式機械炉への炉の設計技術の発展の中で、課題は常に「水分の多い都市ごみという燃料を、いかに効率よく、かつ連続的に燃焼させるか」ということにあった。

このことは、また、炉の設計上では特に、よりすぐれたストーカ（火格子）の開発へと心血が注がれる結果となった。

そして、今日、駆動ストーカを用いたごみの燃焼技術そのものは、非常に経験的ではあるが、一応の成果をみ、現在では、単に「いかに焼却するか」ではなく「いかにきれいに（二次公害を発生せずに）焼却するか」に炉の設計の焦点が移りつつあるのである。また、さらに将来にむけては、焼却処理施設周辺の環境保全はもとより、焼却処理施設内での労務環境の改善ならびに積極的な余熱利用や、運転の自動化を考慮した焼却炉の設計への試みがなされている。

* 本論文で言う「都市ごみ」とは、我国の各都市で、いわゆる市町村の清掃事業の対象として処理・処分が行なわれる固形の廃棄物を意味し、内容的には一般家庭から排出される家庭ごみがその中心となっている。一般廃棄物と同義語である。

このように、現在なお、非常に流動的な都市ごみの焼却処理において、炉の設計技術・運転技術の面からも、焼却処理施設の環境アセスメントの面からも、その焼却対象である都市ごみの性状把握、ならびに燃焼機構の解明という基本的な研究は重要な意味を持っているものと考ええる。

1-2 焼却処理プロセスの概要

本論文の研究対象となっている都市ごみの焼却処理について、現在、我国の都市で、通常行なわれている焼却処理プロセスをここで簡単に述べておく。

都市ごみの焼却処理プロセスの中心施設は焼却炉であるが、この焼却炉は、バッチ炉（固定炉）と機械炉（連絡炉）とに大別される。

現在、我国では日量 100 ton 以上の処理能力をもつ大都市の焼却炉は、ほとんどが連続式機械焼却炉である。また、本研究の内容も、ほぼこの連続式機械焼却炉を念頭においている。したがって、ここでは、この連続式機械焼却炉における焼却処理プロセスの概要のみを述べる。

大都市の清掃工場で、日量 400～600 ton の都市ごみを焼却処理する場合、故障の場合やオーバーホールなどを考慮して、焼却能力 150～300 ton/日 の連続式機械焼却炉を複数基設えることが多い。

連続式機械焼却炉の概略断面図を示すと図 1-1 のようになる。

この図に従って都市ごみの焼却処理プロセスを説明すると、まず各収集区域から収集・運搬されたごみは①ピットに貯留され②クレーンによって③ホッパーに投入される。投入されたごみは徐々に④ストーカ上を移動しながら焼却され、その焼却灰は⑤燃滓冷却水槽において消火され、⑥灰出しコンベアによって搬出される。

一方、⑦燃焼室を出た燃焼ガスは⑧ボイラ（もしくは水噴射）で温度を下げられ、⑨⑩の集じん装置を経て（場合によっては⑪有害ガス除去装置をも経て）浄化され、⑫誘引ファンによって⑬煙突から放出される。

なお、燃焼用空気は⑭押込ファンによってストーカ下部および⑦燃焼室へ供給される。

ムを解明しようと試みた。具体的には、製品生産統計から我国の都市ごみの平均的な組成を推定する手法を検討した。

第3章「都市ごみの燃料特性に関する研究」では、燃却処理の対象となる都市ごみの燃料的な特性を明らかにすることにより、以下につづく都市ごみの燃焼過程を理解する基礎的な知見を得ようと試みた。本章では、特に、都市ごみの発熱量および熱分解に関する検討に力をいれた。

第4章「都市ごみの燃焼機構に関する研究」では、都市ごみの焼却処理の基本的な現象であるごみの燃焼反応そのものを、都市ごみの可燃分を構成する代表物質であるセルロースおよびプラスチックの純物質の燃焼機構と対比しつつ実験的に明らかにしようとした。

第5章「都市ごみの燃焼ガスに関する研究」ならびに第6章「都市ごみの燃却灰の性状に関する研究」では、都市ごみを焼却処理した際に発生する燃焼ガスおよび焼却灰の性状に関し、第5章において排ガス中に含まれる未燃焼成分と焼却条件との関係、第6章において、焼却灰中の未燃焼成分とその測定方法との関係について検討を加え、さらに実際の清掃工場における排ガスや焼却灰中の有害成分の実測を行ない、焼却処理に伴う環境汚染に関する基礎的な資料を得ようと試みている。

参考文献

- 1) 岩井重久, 春山 鴻 「ごみ焼却炉について」

資源 №6 p 33 (1961)

- 2) 春山 鴻 「塵芥処理」

土木学会関西支部 昭和44年度講習会テキスト

「都市廃棄物の処理と処分」 p 51 (1969)

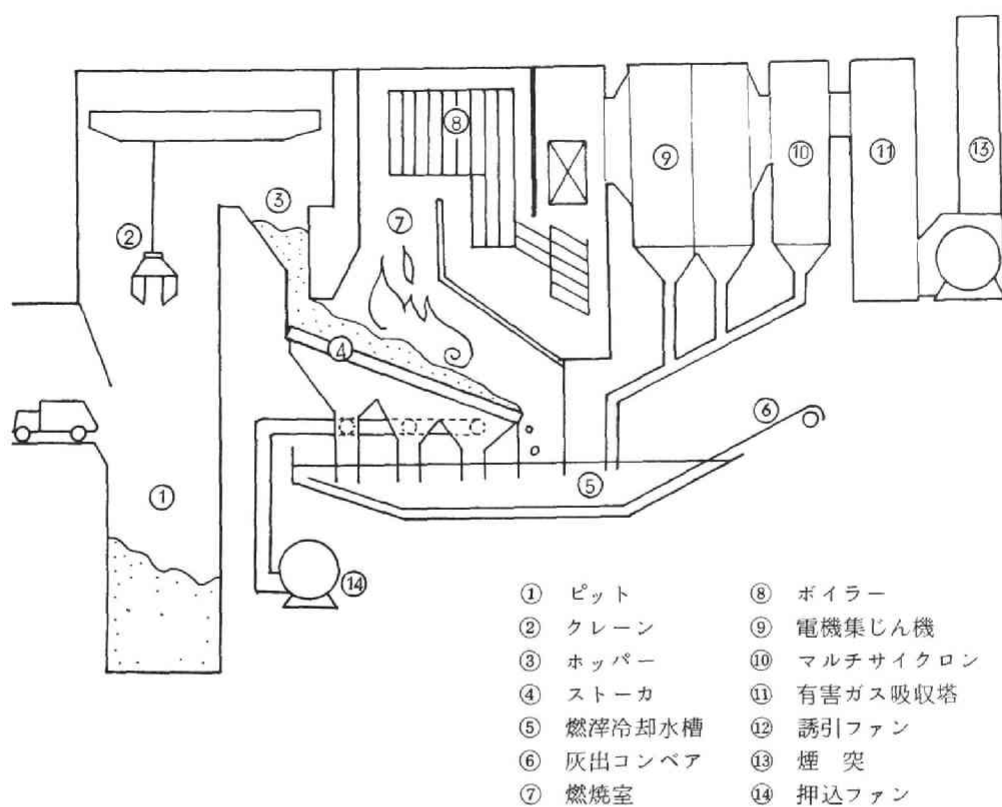


図 1-1 連続式機械焼却炉の概略断面図

第2章 都市ごみの生成過程に関する検討

「都市ごみは、どのようにして生成されそしてどのような組成をもつものなのか」は、都市ごみの処理・処分に関する最も基本的な問題である。

本章では、この都市ごみの発生もしくは生成の過程を「生産物は潜在廃棄物である」という観点からとらえ、都市ごみがいかなる物質・品物から構成され、しかもそれがどのような割合で混合されているものかを全国レベルで検討してみようと試みた。

このような廃棄物の発生過程に関する研究は、すでに末石、盛岡⁵⁾⁶⁾らによって都市の物質代謝の面から検討されているが、本論文では単純に生産、消費に伴う都市ごみの発生とその組成を問題として種々の考察を加えてみる。

2-1 我国の都市ごみの発生量

第1章において我国の各都市で市町村の清掃事業の対象として処理・処分を行っているごみを『都市ごみ』と定義したが、実際には各都市によって取扱うごみの範囲は若干異なっている。

例えば、表2-1に見るように、都市によっては特に市民持込みの量が問題となる。通常、市民持込みのごみは、市民が一般家庭の日常のごみではなく、臨時的に多量に発生したごみを直接、処理場や処分場へ持込むのが多いが、都市によっては民間の一般廃棄物業者の定期的な持込みがその大半を占めている場合もある。このように都市によって、処理・処分量の統計整理の仕様が異なり、実際に市町村の定期収集によるいわゆる一般家庭ごみ量の算出には、その都市のごみの収集計画を充分把握し、その発生量、対象人口など決定する必要がある。

表2-2は、厚生省環境整備課のまとめた最新の全国のごみの発生および処理状況である。この表中においては、処理施設への直接搬入量がかなりの量に達している。この中での一般廃棄物量が1人1日当りの一般廃棄物量を算定する場合に問題となる。この一般廃棄物の1人1日当りの排出量は、一般廃棄

物の処理・処分の基礎となる重要な原単位である。

表 2 - 3 に、昭和 3 5 年以降の全国の一般廃棄物の排出状況およびその処理状況の経年変化を掲げる。この表での 1 人 1 日当りの排出量は、計画処理区域内人口が昭和 4 5 年までと昭和 4 6 年以降では、特別清掃区域の有無で若干異なることに注意を要する。また、直接搬入量中の一般廃棄物も、本来は都市内の 1 人 1 日当りの排出の一般廃棄物量に加えるべき性質のものであると考え、表 2 - 4 に示すように補正を加えてみた。

2 - 2 都市ごみ組成

我国の一般廃棄物の成分組成を知るためには、各都市の収集ごみ組成分析値が参考になる。最近の各都市の分析値を表 2 - 5 のようにまとめる。しかしながら、これらの組成分析を経年的に行っている都市は数少なく、またそれは大都市にかたよっている。さらに、各都市によって分析方法や成分組成の分類方法が異なり、整理統合が非常に困難である。これらの難点は、最近のごみ質の地域差 が少ないことによってカバーできるものと考え、各都市のごみの組成分析結果を昭和 4 7 年度につき乾物ベースで整理し（表 2 - 6 ）、かつこの組成平均値と厚生省調べの全国平均ごみ 1 人 1 日当りの排出量とから、昭和 4 7 年度における各組成別に全国平均 1 人 1 日当りの重量を算出したものが表 2 - 7 である。

なお、ここに用いた厚生省調べの全国平均ごみ 1 人 1 日当りの一般廃棄物の排出量の算出に関しては、2 - 1 で述べたように、埋立地へ直接搬入される一般廃棄物も加えた値を採用したもので、通常厚生省発表値より、若干大きくなっている。ここで問題となるのは、全国平均ごみ組成を算出する実測値としては、大都市のみの値を採用したことである。できれば、地方都市をも含めた大、中、小都市でのごみ組成値が利用できればよいのであるが、残念ながら信頼できるそれらの値が得られないために、前記のような方法によって全国平均値を算出したのである。したがって、利用したごみ組成の比率は大都市型のものであり、この点に検討の余地はあると思われる。また、同様な操作を各都市

別に行い、その都市の 1 人 1 日当りの排出組成重量を算出し、経年変化を調べてみたのが東京都については表 2 - 8、大阪市については表 2 - 9 である。これらの値は、以下のような操作で算出されている。

k 年度の組成 i の 1 人 1 日当りの乾燥廃棄物量、

$$A_{ik} = S_k \times (1 - W_k/100) \cdot Y_{ik}/100 \dots\dots\dots (1)$$

ここに、

A_{ik} : その都市の k 年度の組成 i の 1 人 1 日当りの乾物廃棄物量 (g/人・日)

S_k : その都市の k 年度の 1 人 1 日当りの廃棄物量。これは、その都市の清掃事業概要から、1 人 1 日当りの全処理量に対応させた。(g/人・日)

W_k : その都市の k 年度の生ごみの平均水分 (%)

Y_{ik} : その都市の k 年度のごみの組成 i の乾物比率 (%)

2-3 製品生産統計からの都市ごみ組成の推定

そもそも一般家庭ごみのみではなく、産業廃棄物を含めての固形廃物の発生機構は、多少の例外もあるがおおむね図 2 - 1 に示すものと考えられる。

この図において、A、B……、E の断面を考えると、われわれが問題としている一般家庭ごみは、主として E の断面での値であるが、それを C の断面から推定しようとする¹²⁾。A 断面もしくは B 断面の値と C 断面との差は、産業廃棄物に相当するものであり、これもまた同様な方法で推定が可能である。しかしこの場合でも、一般家庭へ流れたものの一部は、回収という形で第二次産業へもどることを考慮する必要がある。

さて、これらの物質の流れから、一般家庭ごみの組成を推定する原単位としては、年次的、表域的水分の変動も考慮して、1 人 1 日当りの乾物重量をとり、以下のすべての製品やごみ組成の検討には、この原単位で統一することとした、以下、各物質別にその算出方法を述べる。

(1) 紙 類

紙類に関して用いた製品統計資料は、「紙・パルプ統計年報」¹³⁾、「板紙統計年報」¹⁴⁾、および「故紙加工業実態調査報告書」¹⁵⁾

紙類の物流の概略は、図 2-2 のフローになる。なお、図中の％表示は、昭和 45 年度の実績を、差引き消費高を 100％基準にとって推定されたものである。このフローにおいて、家庭へ供給されたものから回収されたものを差引いた値が、廃棄と蓄積とに相当する。

$$(\text{廃棄} + \text{蓄積}) \text{量} = (\underbrace{\text{生産量} + \text{輸入量} - \text{輸出量}}_{\text{差引き消費量}}) - \text{回収量}$$

前記の統計資料より年間量を知り、これをその年度の全国人口および 365 日で除して、全国平均 1 人 1 日当りの（廃棄＋蓄積）量を算出した。これを整理したものが表 2-10 である。

(2) 繊維類

繊維類は、廃棄物の処理面からみても、従来の綿・毛織や合成繊維の類とは分けて算出したほうが合理的であると考え、製品統計資料から国内向け繊維需給表の 1 人当りの衣料用消費量を算出した。なお、繊維類に関してはほとんど回収しないものとして、消費量÷廃棄物量とした。

結果は表 2-11 にまとめられるが、衣料品の繊維消費量のうち、昭和 48 年（1973）で約 4 割近くが合成繊維であることは、注目に値する。この比率は、最近急速に増加していることから、都市ごみ中のプラスチック類は、この合成繊維分を加えるとさらに増加することが予想される。

(3) 木材類

都市で発生する木製の廃棄物には、一般家庭ごみ以外に建設廃材としての発生量が多いが、ここでは一般家庭ごみ中に含まれる木片を対象として考えた。

家庭ごみの中に含まれる木製品の可能性のあるものは、主として梱包用のものと考え、製材品出荷量のうち、木箱、仕組板、梱包用材のみに限度し、その総量を基礎資料とした。¹⁷⁾しかし、梱包用の木材には各種産業用にも使用される可能性もあり、また各家庭内で焼却処理される分も考えられる。したがって、実際の定期収集による一般家庭ごみ中に含まれる木材類は、この推定値よりもかなり低い値になるものと思われる。また、木材類に関する統計資料は単位が立方メートルという容積単位であり、重量換算には乾燥用材の平均比重 0.45

を用いた。¹⁸⁾その結果を表 2 - 1 2 に示す。

(4) プラスチック類

プラスチック（合成樹脂）類がわれわれの生活資料として供給される形態は多種多様であり、したがって統計資料も煩雑をきわめている。ここでは、一般家庭ごみに含まれるプラスチック製品の算出資料としては、

- A : 「プラスチック製品統計年報」¹⁹⁾
- B : 「ゴム・塩化ビニール統計年報」²⁰⁾
- C : 「化学工学統計年報」²¹⁾
- D : 「電線統計年報」²²⁾

を用いた。

まず、資料 A にある製品用途のうち、工業用品であるパイプ、継手、機械部品、農業用シート、建材用を除外したものにつき、総出荷量から輸出を差引き、これを一般家庭へ供給されるプラスチック製品量とした。

しかしながら、資料 A には次のような 9 種の除外品目がある。すなわち、

- 1) フィルム、シート、レザーなどを溶接加工したもの
- 2) 板、管、棒など、打ぬき、切さく加工したもの
- 3) メラミン、不飽和ポリエステル樹脂の化粧板
- 4) 合成樹脂系塗料
- 5) 合成樹脂系接着剤
- 6) ウレタンフォーム
- 7) プラスチック製はきもの
- 8) 電線ケーブル被覆材
- 9) 合成繊維

これらのうち、1)、2)、3) の二次加工製品は、統計量の重複をさけるために除外してもさしつかえないが、4) 以下は一般家庭ごみ中に含まれる可能性は充分考えられる。そこで、これらについては別途統計資料より参考量として算出した。ただし、9) の合成繊維は、繊維類の項で組み入れたので算出対象からはずした。これらの品目のうち、特に接着剤としての合成樹脂は量的に多

く、しかも種々の用途に用いられているものとする。したがって、これらの接着剤が出現する以前の木材、紙などの物質とその後の同物質とは、発熱量は若干異なっているものと思われる。結果は表 2-13 に示すようにまとめられる。

(5) 食料品類

食料品に関連する廃棄物としては、植物性厨芥や動物性厨芥である。この廃棄物に含まれる物質は、実に多種多様にわたる。幸い、国民 1 人 1 日の供給量が統計整理されているので、これを参考にした(表 2-14)。

なお、各食品の水分補正および供給量からの廃棄量の推定には、「日本食品標準成分表²⁵⁾」を用いた(表 2-15 参照)。これから算出した廃棄量は、調理上もしくは食事中に廃棄されるもので、皮や骨、野菜の芯や種子などを指し、いわゆる残飯に相当する食べ残し量は含まれていない。したがって、この方法で算出した値は最小廃棄量と考えられる。

表 2-14 でみられるように、昭和 30 年以来、わが国の国民 1 人当りの純食料は生重量で約 1,200 g、乾物重量で 550 g であり、その成分比には多少の変動がみられるが、合計量はほとんど大きな変化がないことがわかる。

(6) 金属類

金属類では、鉄と非鉄金属とに大別して算出を行っている。鉄はプラスチックと同様、多種多様に利用されるものであり、他の金属と合金となるもの、機械製品になるもの、輸出・輸入されるもの、スクラップとして回収されるものなどがあるので、その物流を一般家庭に限って整理することは、現在の統計資料上では不可能である。そこで、鉄製品中、一般家庭に供給される可能性のあるものだけを取りあげ、この値によって大ざっぱな推定を行うことにした。

一般家庭ごみ中に含まれる金属製品中、圧倒的に多いものは空缶である。そこで、食料用ブリキ缶、王冠、容器用ブリキおよび釘を代表的なものとして、その販売量から輸出量を差引き、一般家庭供給量とした。また、非鉄金属類については、軽金属板の製品中、日用品関係の国内向け販売量を基礎資料とした。

このように金属、特に鉄製品で、家庭ごみ中に混入してくるものの推定は、

実際にわれわれがごみ分析時によく見かける製品のみにつき、製品量＝（廃棄物＋蓄積）量とみたので、かなり推定に無理がある。ごみ中によく見られる鉄製品には、その他、玩具や電気製品の部品などもあるが、これらについては、統計資料からは推定不可能である。また、空缶類で回収される量もかなりあるものと思われるが、これも資料不足で補正はしていない。推定結果は、鉄製品につき表 2－16、非鉄金属製品につき表 2－17 に掲げる。この金属製品の統計資料として用いたものは、「製鉄業参考資料」²⁶⁾、「非鉄金属等需給統計年報」²⁷⁾、「非鉄金属製品統計年報」²⁸⁾、「雑貨統計年報」²⁹⁾ などである。

(7) ガラス類、陶磁器類

ガラスおよび陶磁器は、家庭ごみ中で不燃物として重量的にかなりのウェイトを占めるものである。ガラス類は製品として、板ガラス、ガラス繊維、その他のガラス製品の三つに大別される。この三種類の国内向け販売量から、この三種類の原材料に使用されるガラスくず消費量を差引いたものを、各年の（廃棄＋蓄積）量とした（表 2－18 参照）。

しかし、廃棄物中、ガラス製品として目につくものはほとんど空ビンであり、この実情から顧みると、この算出方法では、若干実際よりも量的に多く出る可能性は否定できない。ちなみに、ガラス製品の回収率は、全ガラス製品国内販売量に対し、昭和 45 年で 31.7% である。

次に陶磁器類は、以前の蓄積物が最近になって排出されている場合や、農村部では自家処分（埋立）される場合などが考えられ、必ずしも経年消費量＝排出量とは限らないものである。陶磁器についての推定結果は表 2－19 である。

(8) ゴム類

ゴム廃棄物は、その性質からほぼプラスチック類と同様に扱われるものである。ゴム製品としては、

- 1) タイヤ、チューブ
- 2) ゴム製はきもの
- 3) 工業用製品
- 4) その他生活用品（ゴムホース、運動用品、ゴム手袋……）

などがあるが、ここでは一般家庭に供給されるものとして2)、4)を対象と考えた。これらの国内出荷量の合計(廃棄+蓄積)量を、1人1日当りのグラム数で表わし、まとめたものが表2-22である。

以上のように、一般に用いられているごみ組成分析項目に近い項目に従って分類整理したが、土砂については推定が不可能であるので省略している。このようにして求めてきた「製品統計からみた一般家庭ごみ組成の推定値」の妥当性を検証するために、これを2-2で述べた各都市での実際の家庭ごみの組成分析値と比較し、検討してみた。

2-4 比較と考察

ここで、製品統計から推定したかが国の平均的なごみ組成重量と、実際に各都市で測定したごみ組成重量、およびそれをもとにした全国平均ごみ組成重量とを比較検討してみる。

まず、資料の関係で、全国平均での比較は1972年(昭和47年)度のみについて行ったが、総重量、各組成重量とも、表2-22の1972年度と表2-7とを対照させてみればわかるとおり、驚くほどよく一致している。このことは、多少無理な計算を行ったのにもかかわらず、製品÷廃棄物という最初の仮定は、ほぼ正しいといえると思われる。以下、各製品につき順次比較と検討とを進めてみよう。

(1) 紙 類

製品統計から算出した1人1日当りの(廃棄+蓄積)量と、各市のごみ組成分析から推定した1人1日当りの廃棄物量との間には、全国平均でみるとやや大きな「差」がある。

この「差」の主たる原因は、製品統計からの算出時に紙製品中一般家庭に供給されるものと、それ以外のもの、すなわち製造業や一次産業などで消費されて、いわゆる産業廃棄物となるものとの区別が困難であったため、製品統計からの推定値がやや大きめにでたものと思われる。

そのほか、自家焼却や下水処理に回わる分などで、各市の清掃事業で扱われ

ない分も相当あるものと思われる。そしてなおかつ存在する「差」は、いわゆる「蓄積」量であるが、紙類の場合、この量はさほど多くないものと思われる。図2-3に示す紙類の推定（廃棄＋蓄積）量のほうが多くでているが、経年の変化傾向は、各都市の実測値とよく一致している。

(2) 繊維類

家庭ごみ中に含まれる繊維類については、製品統計から推定した量と各都市の組成分析値とは、ほぼ一致している。ごみの組成分析では、通常プラスチック製品に性状が近い合成繊維も他の繊維と区別が付きにくい状態であるが、製品統計のほうから推定すると、合成繊維は繊維中のほぼ40%を占めていると思われる（表2-11衣料欄参照）。

(3) 木材類

一般家庭の定期収集ごみ中の木材は、各都市で測定したとおり、その比率は小さいが定期収集以外のごみ、すなわち大掃除ごみ（粗大ごみ）や一般市民が直接処理場へ持込むごみの中には、非常に廃木材が多いのが普通である。したがって、結局一般家庭から排出され、各市の清掃事業の取扱いをうける廃木材は、むしろ製品統計から推定した値に近いものと思われる。

(4) プラスチック類

わが国で生産されるプラスチック製品のうち、一般家庭に供給されるものは、算出法のところで述べたように種々の形態をとっている。しかし、製品統計からそれらを逐一捨い上げて推定した（廃棄＋蓄積）量は、1972年で47.7g/人/日と各都市のごみ組成から算出した全国平均値（61.4g/人/日）に近い値を示している。

さて、これらのプラスチック廃棄物中、処理の上で特に問題となる塩化ビニール製品は、一般家庭ごみ中にどの程度混入しているのであろうか。プラスチックの原材料統計の表2-23からみて塩化ビニール製品が全プラスチック製品に占める割合は年々減少しているとはいえ、いぜん最も高いことは間違いのないようである。したがって、現在一般家庭ごみ中のプラスチックには、やはり40%前後は塩化ビニール製品が混入していることが予想される。

一方、都市ごみ中のプラスチック廃棄物量の経年変化は、図 2-4 に示すとおりであるが、これをみるとわれわれが製品統計から推定した全国平均の量に比べ、大都市の場合はやや大きな値となっている。いずれにしてもここ数年で急激な増加傾向がみられるとともに、各都市で排出量に大きな差が示されている。製品統計から推定すれば、東京、大阪などでのプラスチック廃棄物の増加率が、このまま続くとは考えられない。もう少し低い増加率になるものと思われる。

(5) 食 料 品 類

人間の食生活から排出される廃棄物は、いわゆる厨芥と呼ばれ、一般家庭ごみ組成の代表的な存在であり、また、ごみ中の水分の大部分は、この厨芥からもたらされるものである。

この食料品からの廃棄物量の推定は、算出法に述べたとおり、全量をつかむことは困難である。推定できる量は、調理上発生する廃棄物であり、これが国民 1 人 1 日当り、乾燥重量で約 30 g である。一方、東京や大阪の組成分析からの推定値では、同じく乾燥重量で約 70～80 g/人/日 でかなり大きな差があるが、この差は食べ残し分もさることながら、各都市の厨芥の算出方法で 1 人 1 日当りのごみ排出量に、定期収集ごみ以外の分をも含めて算出したために、こと厨芥に関しては、やや過大な推定値ができたものと思われる。しかし、各都市のごみ組成分析中の可燃性細塵の中にも、かなりの厨芥類が含まれることなども考慮すると、やはり 50～60 g/人/日（乾燥重量）程度は、国民 1 人 1 日当り食料品の廃棄物が排出されているものと推察される。

さて、この食品関係の廃棄物の経年変化を図 2-5 に示すが、ほとんど横ばい状態である。これは、人間が 1 人 1 日当りに摂取する食料が、重量的にはさほど変わらないことから考えれば当然と思われる。したがって、家庭ごみへの主要な水分供給源が絶対量としてほとんど変わらないのであるから、年々ごみの増加とともにごみの水分も減少することとなるのは当然なことである。

(6) 金 属 類

ここで行った製品統計からの廃棄物としての金属量の推定は、非金属はとも

かく、鉄製品についてはやや不正確である。すなわち、一般家庭ごみ中に含まれると思われる鉄製品は、定期収集ごみについては、ここでその対象とした缶、王冠などに関してはかなり近い推定が行われていると思われるが、粗大ごみや直接持込み家庭ごみ中の金属については十分な推定ができていないと思われる。したがって、金属については詳しい比較検討は行わないが、廃棄物としての金属中、非鉄金属の占める割合は、2～3％程度の非常に小さい割合であるなどの推定はできる。

(7) ガラス類・陶磁器類

ガラス・陶磁器の類の廃棄物量の経年変化は製品統計からの推定値と、各都市の測定値とよく一致している。廃棄物としてのガラス類は、製品統計から見ると増加傾向が見られるが、陶磁器類については今後さほど増えないと思われる。

(8) ゴム類・皮革類

これも製品統計からの推定値と全国平均の廃棄物量とよく一致しており、家庭ごみ中で占める割合はたかだか2～3％であり、今後急激に増加するとは思われない。

(9) 総品目での比較

さて以上には、各組成別に製品統計からの推定値と各都市の測定値とについて、経年変化などを混じえて比較検討を行ってきたが、最後にその比率（％）を比較検討してみよう。図2-6に製品統計からの推定ごみ組成比率と、1972年（昭和47年）度の東京、大阪および全国平均のごみ組成とを円グラフによって示した。

実測のごみ組成中において、雑物（分別が困難な細塵）、庭木や草、芝生、さらに土砂などが製品統計から推定できない項目である。ただし、雑物中の主成分は土砂と厨芥とであり、これらの組成は厳密に分別すれば、比率は少し増加するものと思われる。

いずれにしても、先に述べた各組成の算出法の不備やこれらの推定困難な組成成分を考慮して、図2-6の円グラフをみると、わが国のごみ組成は生産製品

組成とよく一致していることがわかる。

次に、都市ごみの総量的な排出量の経年変化を1人1日当りの原単位で推計し、東京都、大阪市、川崎市が処理したごみの乾物総重量と比較したものが図2-7である。ただし、各都市ごみ中の土砂や雑物は総重量に加えていない。総品目についての経年変化においても、製品統計から推定値と各都市のごみ排出量はよく一致している。最近の値で、若干3都市実測値の方が高くでているのは、この3都市が過密な大都市であるからであると思われる。

2-5 結 論

わが国の一般家庭ごみの組成を製品統計から推定する試みを行い、その結果をさらに各都市の実測ごみ組成と比較検討したが、結論的にいって、わが国の廃棄物の質的・量的な動向を知る上での有用な資料が、製品統計を詳細に調査検討することによって得られることが判明した。特に廃棄物の発生量や組成変化の将来を予測したり、また各都市でのごみ組成分析値を検証したりする場合に、概数値をとらえる方法として有効であるものと思われる。

さらに、ここでは対象を一般の家庭ごみのみに限ったが、こうした方法は産業廃棄物についても、その発生量や質の推定に利用できるものと考え、粗計算ではあるがその試みをすでに行いつつある³⁴⁾。なお、今回は資料不足でできなかったが、各都市ごみの分析値との比較をさらに正確に行うためには、各都市の清掃局の取扱うごみの区別を明らかにする必要があると思われる。

最後に、本論文で提案した製品統計などを利用する方法は、あくまでも各都市のごみ分析値や将来予測の裏づけをするためのものであって、各都市での実際のごみ分析を決して軽視するようなものではない。

むしろ、わが国のごみに対する質的な調査資料の不足、特に地方都市のそれを痛感するしだいである。今後は、各都市のごみ分析方法の整理と統一を進めるとともに、特に地方都市におけるごみの質的な調査資料を整備することに対して、都市の清掃事業関係者の一層の理解と尽力とを願うものである。なお、本手法はその後、東京都清掃研究所においてさらに詳細な検討が加えられ、東

35)

京都のごみ質の将来推計にまで利用されていることを付記しておく。

参考文献

- 5) 末石富太郎，盛岡通「断面流動調査に基づく廃棄物環境の解析」土木学会論文報告集 № 200 (1973)
- 6) 盛岡通「廃棄物の流動を指標とした環境計画に関する基礎的研究」京都大学工学部学位論文 (1974)
- 7) 東京都清掃局「事業概要」昭 42～昭 51
- 8) 大阪市環境事業局「事業概要」昭 46～昭 51
- 9) 横浜市環境事業局「環境事業概要」昭 46～昭 51
- 10) 京都市清掃局「清掃事業概要」昭 46～昭 51
- 11) 名古屋市環境事業局「事業概要」昭和 45～昭 51
- 12) 岩井重久，春山鴻，高月紘，入江登志男「製品生産統計からみた都市ごみ組成」環境技術 vol. 2, № 3 p162 (1973)
- 13) 通産大臣官房調査統計編「紙・パルプ統計年報」昭 40～昭 49
- 14) 板紙連合会編「板紙統計年鑑」昭 40～昭 49
- 15) 通産繊維雑貨局「古紙加工業実態調査報告書」昭 45
- 16) 通産大臣官房調査統計部編「繊維年報」昭 30～昭 49
- 17) 農林省農林経済局調査部編「木材需要報告書」木材資源利用合理化推進本部発行昭 30～昭 48
- 18) 右田伸彦，近藤民雄，米沢保正編「木材化学」(上) 共立出版昭 43
- 19) 通産大臣官房調査統計部編「プラスチック製品統計年報」昭 41～昭 50
- 20) 通産大臣官房調査統計部編「ゴム・塩化ビニル統計年報」昭 30～昭 40
- 21) 通産大臣官房調査統計部編「化学工業統計年報」昭 30～昭 49
- 22) 日本電線工業会「電線統計年報」昭 42～昭 46
- 23) 農林大臣官房調査課編「食料需給表」昭 43～昭 49

- 24) 厚生省公衆衛生局栄養課「国民栄養の現状」(国民栄養調査)昭46
- 25) 総理府資源調査会編「改良日本食品標準成分表」1954年版
- 26) 日本鉄鋼連盟編「製鉄業参考資料」総括編昭20～昭49
- 27) 通産大臣官房調査統計部「非鉄金属等需給統計年報」昭30～昭49
- 28) 通産大臣官房調査統計部「非鉄金属製品統計年報」昭29～昭49
- 29) 通産大臣官房調査統計部「雑貨統計年報」昭28～昭49
- 30) 通産大臣官房調査統計部「窯業統計年報」昭31～昭49
- 31) 通産大臣官房調査統計部「ゴム統計年報」昭41～昭49
- 32) 通産大臣官房調査統計部「皮革統計年報」昭31～昭40
- 33) 「雑貨統計年報」(皮革編)昭41～昭49
- 34) 高月紘「生産統計と廃棄物」第2回環境問題シンポジウム講演集(土木学会)p31(1974)
- 35) 東京都清掃局「ごみの性状に関する調査報告書」昭和51年

表 2 - 1

各都市のごみの発生状況（昭和50年度実績）^{7)～11)}

単位 t, () 内%

都 市 名	人 口 千人	一般収集 t	業者収集 手 数 料 (大口) t	粗大ごみ t	そ の 他 t	市民持込 t	合 計 t	1人1日当り量 g/人・日
東 京 都 (区 部)	8,587	3,801,277 (75.2)	239,883 (4.7)	123,757 (2.4)		887,779 (17.6)	5,052,696 (100.0)	1,612
大 阪 市	2,779	545,642 (41.0)	637,727 (47.9)	22,628 (1.7)	46,722 (3.5)	77,380 (5.8)	1,330,099 (100.0)	1,311
京 都 市	1,461	258,482 (53.1)	115,415 (23.7)	13,300 (2.7)		100,007 (20.5)	487,204 (100.0)	914
横 浜 市	2,662	591,056 (72.8)	186,702 (23.0)	22,128 (2.7)	11,990 (1.5)		811,875 (100.0)	848
名古屋 市	2,071	507,726 (61.8)		101,000 (12.3)	25,232 (3.1)	187,340 (22.8)	821,297 (100.0)	1,086

表 2 - 2

昭和 4 8 年度廃棄物処理事業調査結果

全国計

区 分		(1) 市町村の全域		(2) 処理計画区域
① 面 積		3 7 2,4 3 9 k m ²		2 7 6,6 7 5 k m ²
② 人 口		1 0 7,9 8 0 千人		1 0 6,6 4 5 千人
(5) 計画収集量の処理	① 計 画 収 集 人 口			9 7,9 8 3 千人
	計 画 収 集 量	ご み	② 焼 却 施 設	1 6,3 4 1 千 t/年
			③ 高速堆肥化施設 (コンポスト)	9 1 千 t/年
			④ 埋 立	1 0,2 5 8 千 t/年
			⑤ 堆 肥	7 千 t/年
			⑥ 飼 料	8 千 t/年
			⑦ そ の 他	4 7 4 千 t/年
			⑧ 小計(②～⑦)	2 7,1 7 9 千 t/年
			粗 大 ご み	⑨ 焼 却 施 設
		⑩ 埋 立		1,4 2 3 千 t/年
		⑪ そ の 他		1 0 4 千 t/年
		⑫ 小 計		1,6 7 3 千 t/年
	⑬ 自 家 処 理 量			5,8 4 2 千 t/年
	⑭ 計 (⑧ + ⑫ + ⑬)			3 4,6 9 4 千 t/年
	⑮ 最 終 処 分 量			2 2,1 9 1 千 t/年
	⑯ ⑮ の うち 直 接 搬 入 分			8,2 8 4 千 t/年
	⑰ 処 理 施 設 (埋立処分地を含む) への直接搬入量	一般廃棄物		5,1 7 8 千 t/年
		産業廃棄物		4,7 4 5 千 t/年
		小 計		9,9 2 3 千 t/年
(6) ごみの収集	計 画 収 集 量	市 町 村 に よ る も の	① 直 営	2 0,0 5 0 千 t/年
			② 委 託	5,6 7 4 千 t/年
			③ 小 計	2 5,7 2 4 千 t/年
		④ 許可業者によるもの		3,1 2 8 千 t/年
		計(③+④)(5)の⑧+⑫と同じ		

表 2 - 3 我国の一般廃棄物の発生量とその処理状況の経年変化

全 国	年 度			昭 3 5 年度		3 6		3 7		3 8		3 9		4 0		4 1		4 2		4 3		4 4		4 5		4 6		4 7		4 8	
	計画処理区域内人口			47,441 ^{千人}		53,434 ^{千人}		57,074 ^{千人}		58,533 ^{千人}		60,552 ^{千人}		64,231 ^{千人}		67,855 ^{千人}		71,292 ^{千人}		76,080 ^{千人}		80,592 ^{千人} *		84,694 ^{千人} *		99,172 ^{千人}		101,039 ^{千人}		106,645 ^{千人}	
	1 人 1 日 当 り 排 出 量			515 ^g		491 ^g		498 ^g		613 ^g		662 ^g		695 ^g		712 ^g		755 ^g		815 ^g		870 ^g		909 ^g		841 ^g		908 ^g		891 ^g	
	人の日常生活に伴って 生ずるごみの総排出量			24,399 ^{t/日}	100.0 [%]	26,232 ^{t/日}	100.0 [%]	28,433 ^{t/日}	100.0 [%]	35,900 ^{t/日}	100.0 [%]	40,045 ^{t/日}	100.0 [%]	44,522 ^{t/日}	100.0 [%]	48,340 ^{t/日}	100.0 [%]	53,825 ^{t/日}	100.0 [%]	62,005 ^{t/日}	100.0 [%]	70,115 ^{t/日}	100.0 [%]	76,998 ^{t/日}	100.0 [%]	83,382 ^{t/日}	100.0 [%]	91,757 ^{t/日}	100.0 [%]	95,052 ^{t/日}	100.0 [%]
	内 訳	計 画 収 集 量	焼 却	7,577	3.11	9,260	3.53	9,415	3.31	12,668	3.53	15,254	3.81	16,896	3.79	21,899	4.52	25,459	4.73	29,959	4.83	35,758	5.10	42,559	5.53	37,717	4.53	42,604	4.65	45,170	4.75
			埋 立	10,465	4.29	10,300	3.92	11,802	4.15	15,140	4.22	16,176	4.04	17,659	3.96	16,594	3.43	20,292	3.77	22,410	3.62	24,688	3.53	25,715	3.35	27,543	3.31	30,587	3.33	32,003	3.37
			高速堆肥化	865	3.5	916	3.4	735	2.6	876	2.4	744	1.8	1,325	3.0	706	1.5	753	1.4	770	1.3	677	1.0	548	0.7	513	0.6	408	0.4	249	0.3
堆 肥 化															503	1.0	107	0.2	114	0.2	106	0.1	36	0.0	224	0.2	54	0.1	20	0.0	
飼 料			230	0.9	273	1.0	341	1.2	271	0.7	224	0.6	252	0.6	287	0.6	215	0.4	145	0.2	102	0.1	96	0.1	42	0.1	32	0.0	23	0.0	
そ の 他		812	3.3	957	3.8	937	3.3	916	2.6	855	2.1	966	0.2	941	2.0	660	1.2	813	1.3	988	1.4	945	1.2	1,089	1.3	1,859	2.0	1,582	1.7		
	計		19,949	81.7	21,706	82.7	23,230	81.7	29,871	83.2	33,253	83.0	37,098	83.3	40,941	84.6	47,486	88.2	54,271	87.5	62,319	88.9	69,899	90.8	67,128	80.6	75,544	82.3	79,047	83.2	
	自 家 処 理 量		4,450	18.3	4,526	17.3	5,203	18.3	6,029	16.8	6,792	17.0	7,424	16.7	7,410	15.4	6,339	11.8	7,734	12.5	7,796	11.1	7,099	9.2	16,200	19.4	16,213	17.7	16,005	16.8	
	直 接 搬 入 量**																				10,586 ^{t/日}	8,786 ^{t/日}	22,767 ^{t/日}	24,926 ^{t/日}	27,186 ^{t/日}						

* 45年度までは特別清掃地域人口である。

** 直接搬入量とは事業場等から排出される廃棄物で処理施設（埋立処分地を含む）へ直接搬入される量である。

（注）ごみ量は年間総量を365で割り目量換算したものである。

表 2 - 4 1人1日の一般廃棄物量の補正

単位 g/人・日

年 度	昭 4 4	昭 4 5	昭 4 6	昭 4 7	昭 4 8
（計画収集）＋（自家処理）	870	909	840	908	891
直接搬入分中の一般廃棄物	97*	84*	130	163	133
合 計	967	993	970	1,071	1,024

* 直接搬入分の $\frac{1}{2}$ を一般廃棄物とした推定値

表 2 - 5

昭和 5 0 年 (1 9 7 5) 各都市のごみ組成

単位 %

都 市 名	東 京 都		大 阪 市	京 都 市	横 浜 市	名古屋市
基 準	湿 ベ ー ス		乾ベース	乾ベース	乾ベース	乾ベース
組 成	普 通	分 別				
紙	4 4.7	1 2.0	3 6.8	3 2.6	3 9.9	3 1.6
プラスチック	4.5	2 1.5	1 1.1	1 0.0	1 0.6	1 3.2
織 維	3.0	4.6	5.1	2.0	3.3	1.7
木 竹	6.3*	2.4*	4.2	1.6	9.0*	2.9
ゴ ム	0.3	2.3	0.6	0.4		
皮 革			0.4	0.0		
植 物 性 厨 芥	3 6.7	5.6	9.7	2 0.7	9.0	2 9.2
パ ン ・ 残 飯						
わ ら ・ 草 ・ 落 葉			1.5	1 1.1		
動 物 性 厨 芥			2.4	2.9		
貝 が ら ・ 卵 が ら			1.3		1.3	
可 燃 性 雑 物			0.1	8.3		1 0.6
金 属	1.4	1 5.4	6.1	3.6	6.5	5.9
ガ ラ ス	3.1	3 6.2	1 2.1	5.9	1 4.2	2.8
陶 器 ・ 石				0.9	6.2	2.1
土 砂			8.7			
不 燃 性 雑 物						
合 計	1 0 0.0	1 0 0.0	1 0 0.0	1 0 0.0	1 0 0.0	1 0 0.0

水 分			5 1.5	4 5.5	5 2.1	5 9.0
-----	--	--	-------	-------	-------	-------

* 木竹以外にその他を含む

表 2 - 6 昭和 4 7 年 (1 9 7 2) における
わが国の各都市のごみ組成 (乾 ベース)

	東 京 都	大 阪 市	横 浜 市	京 都 市	川 崎 市	平 均
紙	3 6.7 %	4 2.2 %	4 5.8 %	3 3.5 %	4 1.8 %	4 0.0 %
プ ラ ス チ ッ ク	9.4	1 1.3	8.4	1 6.7	1 3.4	1 1.8
織 維	4.0	4.1	0.4	7.5	3.2	3.8
木 竹	4.9	3.8	9.4	3.8	3.3	5.0
ゴ ム	} 0.9	0.1				0.1
皮 革		1.0		0.4		0.4
植 物 性 厨 芥	} 1 0.2	9.7	} 6.5	} 1 5.9	} 9.6	} 1 0.9
パ ン ・ 残 飯		2.8				
わ ら ・ 草 ・ 落 葉		2.2		1.6	1.9	1.1
動 物 性 厨 芥		3.4	1.0	2.3	2.8	1.9
可 燃 性 雑 物	5.1	0.5			6.1	2.2
金 属 類	7.7	4.1	5.1	6.1	5.0	5.6
ガ ラ ス ・ 陶 器	1 3.8	8.9	1 9.6	9.5	8.1	1 2.1
土 砂	} 7.4	1.0	3.9	0.5	} 8.0	5.9
不 燃 性 雑 物		4.9		4.3		
水 分	4 9.9	5 5.0	5 0.9	4 1.5	5 8.7	5 1.2

表 2 - 7 昭和 4 7 年 (1 9 7 2) における
 我国の 1 人 1 日当りの平均ごみ組成重量
 (乾ベース)

単位 (g / 人・日)

紙	2 0 8. 6
プ ラ ス チ ッ ク	6 1. 4
織 維	1 9. 6
木 竹	2 5. 9
ゴ ム	0. 5
皮 革	1. 9
植 物 性 厨 芥	} 5 6. 6
パ ン ・ 残 飯	
わ ら ・ 草 ・ 落 葉	5. 6
動 物 性 厨 芥	9. 8
可 燃 性 雑 物	1 1. 3
金 属 類	2 9. 1
ガ ラ ス ・ 陶 器	6 3. 1
土 砂	} (2 9. 0)
不 燃 性 雑 物	
合 計	4 9 3. 4
(土砂等を加えた場合)	(5 2 2. 4)

厚生省調べの 1 9 7 2 年度全国平均

一般廃棄物 1 人 1 日排出量 1. 0 7 1 g / 人・日より算出

表 2-8 東京都における 1 人 1 日当りの組成別ごみ排出量（乾ベース）の経年変化

単位 g/人・日

年 度	S.38	S.39	S.40	S.41	S.42	S.43	S.44	S.45	S.46	S.47	S.48			S.49		
生ごみ重量	747 ^g	732	747	780	843	910	989	1124	1309	1418	1459			1481		
											(普)	(分別)	合計	(普)	(分別)	合計
水分(%)	53.9%	51.6	56.0	52.0	55.0	53.1	51.4	50.1	49.9	49.9	53.8%	15.0%		59.6%	15.8%	
乾ごみ重量(g)	334 ^g	354	329	374	379	427	481	560	659	710	604.0	129.0	733.0	449.3	310.5	759.8
紙 類	91.2	96.3	91.5	105.8	108.4	140.9	167.4	179.8	217.5	260.6	260.9	7.6	268.5	204.9	20.1	225.0
プラスチック	10.7	21.2	21.1	27.7	23.9	41.8	63.5	77.3	68.5	66.7	47.1	21.5	68.6	30.5	47.1	77.6
繊維 維	15.0	17.3	11.2	9.0	7.2	20.1	20.7	29.7	25.0	28.4	23.6	3.2	26.8	16.6	7.7	24.3
木 材	15.7	19.5	15.5	16.1	23.1	25.6	9.1	16.8	32.9	34.7	31.4	2.9	34.3	27.4	9.3	36.7
ゴム・皮革	6.3	5.7	3.3	9.7	5.7	—	7.2	16.8	7.2	6.4	4.8	3.4	8.2	3.6	12.4	16.0
植物性厨芥	60.1	72.6	71.1	58.7	57.6	51.2	} 74.6	84.6	} 80.4	} 72.4	} 117.8	} 3.1	} 120.9	} 94.4	} 4.7	} 99.1
動物性厨芥	—	—	—	—	—	—		—								
可燃性雑物	7.3	12.0	8.2	13.1	10.6	64.9	31.3	35.8	33.6	36.2	44.7	2.4	47.1	26.5	7.1	33.6
金 属 類	15.0	19.1	22.7	20.2	16.3	20.1	27.9	29.7	44.1	54.6	30.7	24.1	54.8	18.4	63.3	81.7
ガラス	15.0	26.6	21.4	} 38.9	31.1	28.2	51.0	66.6	} 100.2	98.0	38.0	} 61.0	} 69.0	} 26.5	} 138.6	} 165.1
陶 磁 器	9.7	20.5	9.2		8.3	1.7	0.2	1.1								
貝 殻	5.7	6.0	4.3	3.4	5.7	1.7	0.1	1.1								
卵 殻	5.7	4.2	8.6	8.2	3.4	0.9	1.0	1.1								
土 砂 ・ 石	65.1	27.6	31.6	34.8	21.2	9.0	8.2	6.2	50.1	52.5	4.8		34.8			
そ の 他	11.4	5.7	9.5	28.4	56.5	20.9	18.8	15.7								
合 計	333.9	354.3	329.2	374.0	379.0	427.0	481.0	562.3	659.5	710.5	603.8	129.2	733.0	448.8	310.3	759.1

表 2 - 9 大阪市における 1 人 1 日当りの組成別ごみ排出量 (乾ベース) の経年変化

単位 g/人・日

年 度	S. 33	S. 36	S. 40	S. 41	S. 42	S. 43	S. 44	S. 45	S. 46	S. 47	S. 48	S. 49
生ごみ重量 (g)	372 ^g	466	637	717	725	830	968	1087	1225	1164	1204	1206
水分 (%)	46.8%	44.5	50.4	48.0	48.1	55.4	53.2	50.6	49.1	55.0	47.4	53.4
乾ごみ重量 (g)	198 ^g	259	316	373	376	370	453	537	624	524	633	562
紙 類	37.4 ^g	84.2	125.1	117.9	129.3	111.0	174.4	153.6	235.9	221.1	215.2	219.7
プラスチック	2.0	7.5	10.4	19.0	19.2	21.5	34.4	65.0	72.4	59.2	66.5	60.7
繊維	5.3	10.9	9.2	18.3	8.3	13.7	12.2	20.9	23.7	21.5	35.4	35.4
木 竹	12.3	15.0	13.3	14.2	9.4	18.9	10.9	18.3	33.7	19.9	18.4	20.8
わ ら 類	5.0	6.7	5.7	3.7	1.9	4.4	2.7	3.8	2.5	0.5	1.3	1.1
ゴ ム	1.4	2.3	0.3	1.9	0.8	0.4	2.7	2.1	5.0	0.5	0.6	1.1
皮 革 類	0.8	0.8	0.6	0.7	0.4	0.4	0.9	—	1.2	5.2	—	1.1
植物性厨芥	12.1	17.4	34.1	42.5	28.6	33.7	36.7	40.8	46.2	50.8	53.2	51.1
パンクズ・残飯	0.6	1.8	6.3	23.9	3.8	5.2	10.0	12.4	13.7	14.7	13.9	14.6
動物性厨芥	1.8	2.3	5.4	7.1	6.4	4.1	7.7	10.2	10.6	6.8	10.1	6.2
可燃性雑物	2.4	3.4	8.2	9.3	6.0	7.0	7.2	12.4	9.4	13.6	9.5	5.6
金 属	4.4	8.3	9.8	13.1	22.2	14.4	31.3	38.7	33.1	21.5	46.8	30.3
石・ガラス・陶器	27.9	42.5	49.0	37.7	93.6	87.3	83.8	103.6	68.6	46.6	65.2	36.5
土 砂	48.3	31.9	17.7	23.9	20.7	15.5	12.7	9.7	12.5	5.2	17.7	7.3
貝 殻	1.6	1.8	3.5	6.0	4.5	4.1	3.6	18.0	7.5	5.8	3.8	6.7
卵 殻	1.2	3.4	5.7	5.6	4.1	4.8	4.1	6.4	6.2	5.2	3.8	4.5
不燃性雑物	32.5	14.5	11.1	27.6	15.4	23.7	16.3	23.6	41.8	25.7	71.5	59.0
合 計	197.0	254.7	315.4	372.4	374.6	370.1	451.6	536.5	624.0	523.8	632.9	561.7

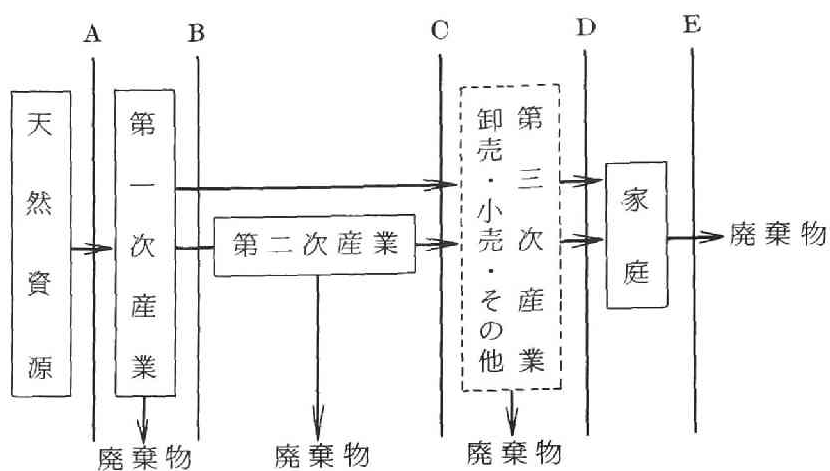


図 2 - 1 廃棄物の発生機構の模式図

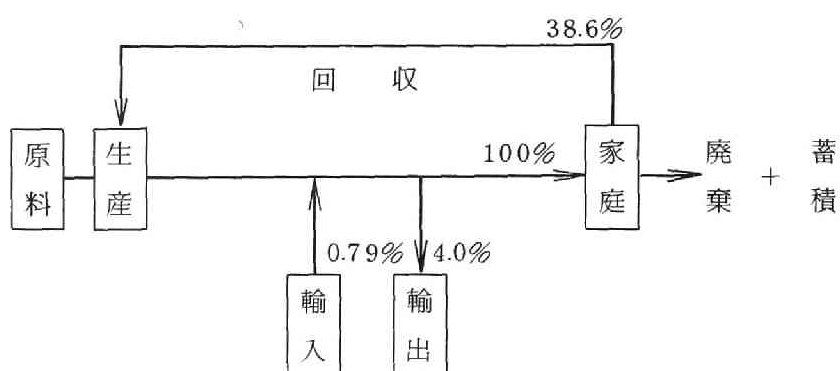


図 2 - 2 紙類の物流の模式図

表 2 - 1 0 紙類の（廃棄＋蓄積）量の経年変化表

単位 トン

年 別	生 産 高	輸 入 高	輸 出 高	差引消費高	故 紙 回 収 績 実	潜在廃棄量	1 人 1 日 当り潜在 廃 棄 量
				A	B	A - B	(g)
1955	2,203,631	1,153	78,817	2,125,967	526,075	1,599,864	49.1
60	4,512,946	1,087	168,812	4,345,221	1,466,448	2,878,773	84.4
65	7,298,631	1,663	230,197	7,085,072	2,724,734	4,360,338	121.6
66	8,194,631	2,767	322,552	7,899,752	3,128,591	4,771,161	132.0
67	9,044,131	5,953	256,718	8,846,948	3,404,916	5,442,032	148.7
68	9,956,772	13,141	293,190	9,794,992	3,514,651	6,280,341	169.7
69	11,309,778	18,820	363,207	11,134,771	4,160,209	6,974,562	186.2
70	12,973,240	99,327	507,789	12,544,978	4,732,521	7,812,457	206.4
71	12,906,695	70,683	504,423	12,472,955	4,475,758	7,997,197	208.7
72	13,647,616	143,298	503,209	13,287,705	5,046,408	8,241,297	210.4
73	15,973,829	260,352	464,615	15,769,566	6,281,269	9,488,297	239.1
74	15,645,167	429,897	688,468	15,396,596	5,808,201	9,988,395	238.8

表 2 - 1 1 繊維の（廃棄＋蓄積）量の経年変化表

	内 需 (衣料＋産業) A 1000トン	紡績等原料中 の反毛および 織 維 く ず B 1000トン	蓄 積 ＋ 廃 棄 量		1 人 当 り 衣 料 用 消 費 料		
			A - B 1000トン	g/人/日	kg/人/年	g/人/日	そのうち 合成繊維 g/人/日
1955		24.3				15.0	0.42
60	1755.2	64.9	690.3	20.1	69.8	19.1	3.0
1965	1049.7	109.2	940.5	26.2	95.1	26.1	5.5
66	1041.4	113.2	928.2	25.7	93.2	25.5	5.7
67	1200.4	98.5	1101.9	30.1	106.0	29.1	7.3
68	1282.2	97.8	1184.4	32.0	111.4	30.5	8.1
69	1276.9	97.6	1179.3	31.5	108.1	29.6	7.9
70	1444.4	91.0	1353.4	35.7	121.1	33.2	9.9
71	1495.9	93.0	1402.9	36.6	124.8	34.2	10.3
72	1524.6	90.0	1434.6	36.6	123.5	33.8	9.6
73	1947.5	55.7	1891.8	47.7	157.9	43.3	15.3

表 2-12 家庭で消費される木材量
(ただし木箱・仕組板・こんぼう用材出荷量)

	1 0 0 0 m^3	cm^3 /人	cm^3 /人/日	g /人/日
1 9 6 0	2,773	29,683	81.32	36.6
6 6	2,901	29,519	80.87	36.4
6 6	2,958	29,869	81.83	36.8
6 7	3,055	30,493	83.54	37.6
6 8	3,308	32,650	89.45	40.3
6 9	3,246	31,662	86.75	39.0
7 0	3,573	34,448	94.38	42.5
7 1	3,578	34,071	93.35	42.0
7 2	3,494	32,553	89.19	40.1

ただし、木材の平均比重 = 0.45としている。

表 2-13
プラスチック(生活用品のみ)の国内(蓄積+廃棄)量

単位 1000トン

	全出荷量 A	工業用・農業 用シート等 B	生活用品 系輸出力 C	生活用品系 蓄積+廃棄量 A-B-C	
				g /人/日	
1 9 6 5					
6 6	1186.36	425.15	84.1	677.1	18.7
6 7	1477.39	522.91	82.8	871.7	23.8
6 8	1777.81	638.06	123.4	1016.4	27.5
6 9	2064.53	715.27	144.3	1205.0	32.2
7 0	2417.10	879.21	156.4	1381.5	36.5
7 1	2624.82	925.84	177.3	1521.7	39.7
7 2	3216.46	1106.22	217.3	1892.9	47.7
7 3	3780.34	1290.80	255.4	2234.1	56.3

表 2 - 1 4 食料供給量および廃棄量の経年変化表

年	A	B	C	D *
	粗食料供給量	純食料供給量	純食料供給量 (乾燥重量)	食料廃棄量 (乾燥重量)
	g/人/日	g/人/日	g/人/日	g/人/日
1 9 5 5	1, 2 5 4.0	1, 0 7 1.3	5 3 8.2	2 5.8
6 1	1, 3 7 0.1	1, 1 5 8.3	5 4 8.5	2 7.3
6 5	1, 4 5 5.3	1, 2 4 6.9	5 5 2.6	2 8.9
6 6	1, 4 9 7.5	1, 2 7 8.7	5 5 0.9	2 9.8
6 7	1, 5 1 4.8	1, 2 8 8.1	5 5 1.1	3 1.1
6 8	1, 5 6 6.3	1, 3 2 6.5	5 4 9.5	3 3.1
6 9	1, 5 5 0.4	1, 3 1 3.5	5 4 5.5	3 2.8
7 0	1, 5 6 8.2	1, 3 2 3.3	5 4 8.2	3 4.5
7 1	1, 5 9 1.9	1, 3 3 7.3	5 4 6.3	3 6.2
7 2	1, 6 2 0.7	1, 3 5 8.0	5 4 8.4	3 7.2

* D値は下表を参考にA値より算出している。

表 2 - 1 5 食品の乾物ベースへの換算および廃棄率一覧表

		水 分	乾物への換算率	廃 棄 率
		(%)		
穀	類	1 5	0.8 5	0
い	も 類	7 0	0.3 0	0.1
で	ん ぶ ん	1 7	0.8 3	0
豆	類	1 5	0.8 5	0
野 菜	果 菜 類	9 0	0.1 0	0.1 2 5
	葉 茎 菜 類			
	根 菜 類			
果	実 類	9 0	0.1 0	0.2 7 2
肉	類	7 2	0.2 8	0.2 5
卵	類	7 5	0.2 5	0.1 1
牛乳・乳製品		8 8	0.1 2	0
魚	類	7 5	0.2 5	0.4 7 6
貝	類 (生)	7 5	0.2 5	
海	草 類	1 5	0.8 5	0
砂	糖 類	2.5	0.9 7 5	0
油	脂	0	1.0	0.0 5 8
み	そ	5 0	0.5 0	0
し	ょ う 油	7 2	0.2 0	0

資料：改定日本食標準成分表（1954）

表 2 - 16 家庭で消費される鉄製品（ブリキ，鉄釘など）
の（廃棄＋蓄積）量

単位：1000トン

	ブリキ 販売高 A	輸 出 高 B	廃棄+蓄積量 C=A-B		鉄 釘 販 売 高 D	輸 出 高 E	その他の く 輸 出 高 F	廃棄+蓄積量 G=D-E-F		C+G
			g/人/日					g/人/日		
1955	175.8	32.0	143.8	4.41	201.2	85.0	3.5	112.7	3.46	7.9
60	408.4	100.5	307.9	9.03	244.2	121.0	1.8	121.3	3.56	12.6
1965	780.7	356.5	424.2	11.8	250.6	160.5	6.5	83.6	2.33	14.1
66	889.7	396.6	493.1	13.6	238.3	143.8	4.6	89.9	2.49	16.1
67	924.0	407.0	517.0	14.1	213.8	102.8	5.4	105.6	2.89	17.1
68	980.2	487.4	492.8	13.3	235.6	126.7	4.7	104.2	2.82	16.1
69	1164.4	549.1	615.3	16.4	259.3	151.5	4.5	103.4	2.76	19.2
70	1273.5	611.0	663.5	17.5	251.9	133.7	5.8	112.4	2.97	20.5
71	1470.1	786.5	683.6	17.8	276.7	178.7	5.6	92.4	2.41	20.2
72	1565.4	832.1	733.3	18.7	406.8	198.4	6.2	202.2	5.16	23.7

表 2 - 17 家庭で消費される軽金属（なべ，弁当箱，台所用品）
の（廃棄＋蓄積）量

単位：1000トン

年	国内向販売量 A	日用品以外の 板 製 品 の 国内向販売量 B	日用品の国内向販売量		
			A-B	kg/人/年	g/人/日
1960	23.964	11.506	12.458	0.132	0.362
65	49.825	33.383	16.442	0.167	0.458
66	62.103	43.435	18.668	0.189	0.516
67	80.541	61.157	19.384	0.194	0.530
68	99.090	78.488	21.202	0.209	0.573
69	131.402	109.737	21.665	0.212	0.580
1970	153.188	131.866	21.322	0.206	0.564
71	45.867	25.241	20.626	0.196	0.538
72	51.197	29.924	21.273	0.198	0.543

表 2-18 ガラス製品の（蓄積＋廃棄）量の経年変化

単位：1000トン

年	国内向販売量				再生用ガラスくず消費量				（蓄積＋廃棄）量		
	板ガラス	ガラス製品	ガラスせん製品	計 (A)	板ガラス	ガラス製品	ガラスせん製品	計 (B)	A-B	kg/人/年	g/人/日
1955	(215)	363.5	1.70	(580)	44.2	166.3	210.5	(370)	(415)	(114)
60	384.1	484.8	10.27	879.2	71.5	270.4	3.56	345.5	533.7	5.71	15.6
65	576.9	1,081.5	23.21	1,682.0	156.9	438.6	3.88	599.3	1,083.0	11.00	30.2
66	637.9	1,142.4	28.62	1,809.0	134.8	478.5	1.76	615.0	1,194.0	12.10	33.0
67	747.7	1,384.6	39.95	2,172.0	158.1	567.5	2.30	727.9	1,444.0	14.40	39.5
68	853.8	1,644.5	51.00	2,549.0	171.0	606.2	2.07	779.3	1,770.0	17.50	47.8
69	958.6	1,681.1	66.89	3,707.0	186.1	642.8	4.23	833.1	1,874.0	18.30	50.1
70	1,067.4	1,848.7	83.82	3,000.0	231.5	714.2	5.94	951.9	2,048.0	19.80	54.2
71	1,060.3	2,092.9	88.10	3,241.0	338.8	745.4	7.31	1,091.5	2,149.5	20.47	56.1
72	1,105.3	2,214.5	113.12	3,432.9	372.6	789.5	8.87	1,171.0	2,261.9	21.07	57.7
73	1,295.5	2,489.5	145.93	3,930.9	421.1		11.20				

表 2-19 陶磁器の（蓄積＋廃棄）量の経年変化

単位：1000トン

年	生産高	国内出荷高		生活用品（国内販売高）				g/人/日
			g/人/日	台所・食卓用品	玩具・置物	その他	計	
1945	62.7							
55	412.0	267.2	8.2	102.1	4.3	40.0	146.4	5.0
60	760.9	478.0	14.0	137.7	9.2	57.3	204.2	11.0
65	1,223.0	717.4	20.0	170.9	16.5	64.5	251.9	10.1
66	1,320.7	836.2	23.2	194.7	19.2	78.3	292.2	15.0
67	1,385.1	909.4	24.8	213.1	19.5	84.2	316.9	17.6
68	1,523.6	998.6	27.0	232.7	22.1	95.5	350.3	12.3
69	1,694.4	1,110.8	29.8	240.7	23.4	112.0	376.1	10.0
70	1,856.7	1,271.1	33.6	257.8	25.7	118.8	402.2	10.5
71	1,774.4	1,253.9	32.8	271.0	28.2	113.4	412.5	10.8
72	1,835.1	1,311.8	33.5	298.0	28.2	139.5	465.7	11.9
73	2,072.2	1,542.4	38.9	333.3	31.9	153.5	518.7	13.1

表 2-20 ゴム（生活用品）の国内（蓄積＋廃棄）量の経年変化表

単位：1000トン

年次	製 はきもの	ホース	玩具	医療用	運動用	ラテックス製品 (フォームラバー など)	ゴムバンド	糸ゴム	その他	計	g/人/日
1955	23.12	2.50	0.439	1.46	0.363					22.88	0.86
60	30.17	4.99	0.109	1.20	0.640	13.73	1.90	1.98	16.88	71.61	2.1
65	34.52	6.97	0.098	1.16	1.319	8.96	3.14	2.59	29.18	87.93	2.5
66	41.64	7.84	28.37							77.85	2.2
67	39.31	19.56	26.71							75.58	2.3
68	46.82	11.06	28.71							86.59	2.3
69	46.95	11.64	31.36							89.95	2.4
70	39.65	13.18	32.98							85.80	2.3
71	36.18	13.57	35.13							84.88	2.2
72											
73	40.09	19.36	37.04							96.49	2.4

表 2-21 皮製品の国内（蓄積＋廃棄）量の経年変化表

単位：1000トン

年	革 生 産 実 績		製革出荷高 (革重量) B	工業用革 製品出荷高 C	生活用品 輸 出 高 D	蓄 積 廃 棄 量 (生活用品) E=B-C-D		工業用革 製品輸出高 F	皮 製 品 輸 入 高 G	国内蓄積＋廃棄量 H=B-D-F+G	
	(原皮重量) A	(革 重 量) A' (A/A')				g/人/日				g/人/B	
1955	57.044	19.832(0.348)	20.68	6.427							
60	83.535		30.36	7.257				0.180			
65	137.419		49.86	5.846	7.35	36.66	1.02	0.105	2.18	44.59	1.23
66	132.303		49.06	6.351	4.95	37.76	1.05	0.103	3.12	47.13	1.30
67	122.352		45.07	6.582	5.38	33.11	0.91	0.118	3.68	43.25	1.18
68	134.384		49.41	6.657	5.60	57.15	1.01	0.157	5.17	48.82	1.32
69	145.236		52.41	6.581	8.20	37.63	1.01	0.162	4.90	48.95	1.31
70	147.952		51.70	6.244	13.76	31.70	0.84	0.222	4.85	42.57	1.12
71	149.135		54.14								
72	188.664		68.49	3.142	14.22	51.13	1.31	0.125	8.46	62.16	1.60
73	181.253		65.79	2.024	14.13	49.64	1.25	0.125	10.15	61.69	1.56

表 2-22 製品統計から推定した組成別一般廃棄物量（乾ベース）

単位（g/人/日）

	紙	木 材	衣 料 〔 〕内は合 成繊維で外数	プラスチック	食 料 乾 物 ベ ー ス	ゴ ム	皮 革	ガラス	陶磁器	金 属		土 砂	合 計
										鉄	非 鉄		
1955	49.1		15.0		23.8	0.9		[11.4]	5.0	7.9			
56	53.8				23.2	1.0		[11.8]	7.4	9.8			
57	61.4		17.3 [1.1]		25.5	1.4		[14.4]	4.9	9.4			
58	61.1		13.6 [1.2]		24.6			[14.1]	5.6	8.9			
69	73.8		15.5 [1.7]		25.0			14.4	6.6	11.3			
1960	84.4	36.6	16.1 [3.0]		26.0	2.1	[1.0]	15.6	11.0	12.6	0.36		[215.8]
61	98.9	38.4	17.3 [3.3]		27.3	2.4	[1.0]	20.4	9.5	13.8	0.45		
62	100	[37.0]	16.2 [3.6]		27.7	2.7	1.2	23.1	8.6	11.9	0.45		
63	108.6	36.7	16.8 [4.8]		28.4	2.7	1.2	25.4	9.6	13.5	0.46		
64	124.4	39.8	17.2 [5.5]		26.9	2.7	[1.0]	27.6	9.6	13.7	0.47		
1965	121.6	36.4	20.6 [5.5]		28.9	2.5	1.2	30.2	10.1	14.1	0.46		
66	132.0	36.8	19.8 [5.7]	18.7	29.8	2.2	1.3	33.0	15.0	16.1	0.52		305.2
67	148.7	37.6	21.8 [7.3]	23.8	31.1	2.2	1.2	39.5	17.6	17.1	0.53		348.4
68	169.7	40.3	22.4 [8.1]	27.5	33.1	2.3	1.3	47.8	12.3	16.1	0.57		373.4
69	186.2	39.0	21.7 [7.9]	32.2	32.8	2.4	1.3	50.1	10.0	19.2	0.58		403.4
1970	206.4	42.5	23.1 [9.9]	36.5	34.5	2.3	1.1	54.2	10.5	20.5	0.56		442.1
71	208.7	42.0	23.9 [10.3]	39.7	36.2	2.2	[1.3]	56.1	10.8	20.2	0.54		451.9
72	210.4	40.1	24.2 [9.6]	47.7	37.2	[2.3]	1.60	57.7	11.9	23.7	0.54		466.9
73	239.1		28.0 [15.3]	56.3		2.4	1.56		13.1				
74	238.8												

表 2-23 プラスチック原料別消費実績¹⁹⁾

	50年 (t)	前年比 (%)	45年比 (%)	構成比 (%)	
				50年	45年
合 計	2,312,863	87	115	100.0	100.0
ポリエチレン	579,602	84	117	25.0	24.8
ポリスチレン	378,820	92	139	16.4	13.6
ポリプロピレン	282,397	95	160	12.2	8.8
塩化ビニル樹脂	893,003	84	98	38.6	45.7
メタクリル樹脂	18,390	88	151	0.8	0.6
不飽和ポリエステル樹脂	38,736	85	139	1.7	1.4
フェノール樹脂	25,221	74	82	1.1	1.5
ユリア・メラミン樹脂	17,471	84	44	0.8	2.0
そ の 他 樹 脂	78,683	95	246	3.4	1.6

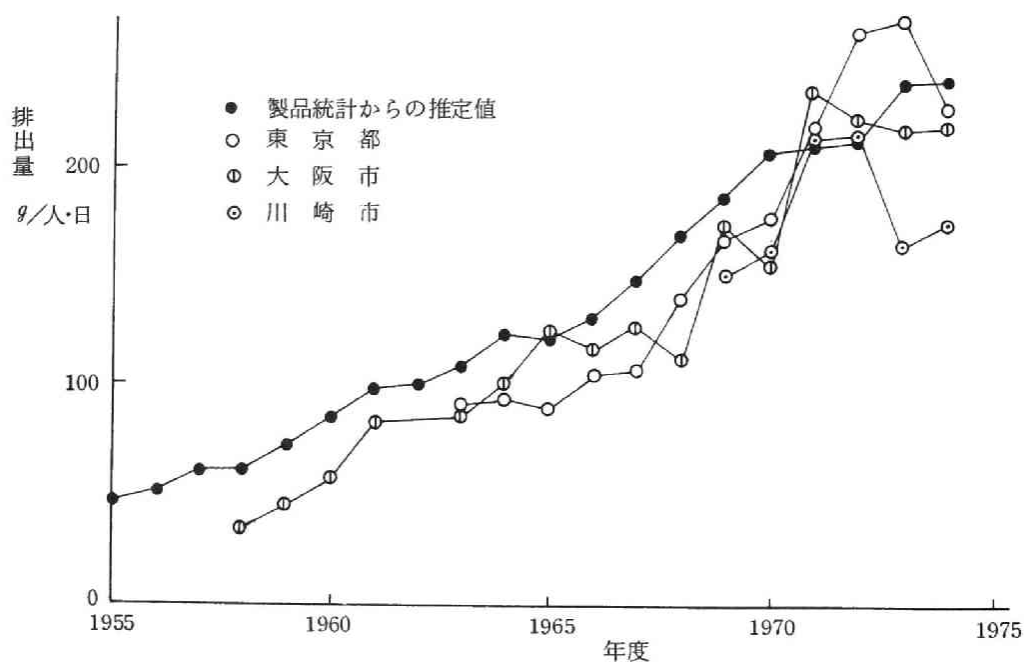


図 2-3 紙の都市ごみとしての排出量の経年変化

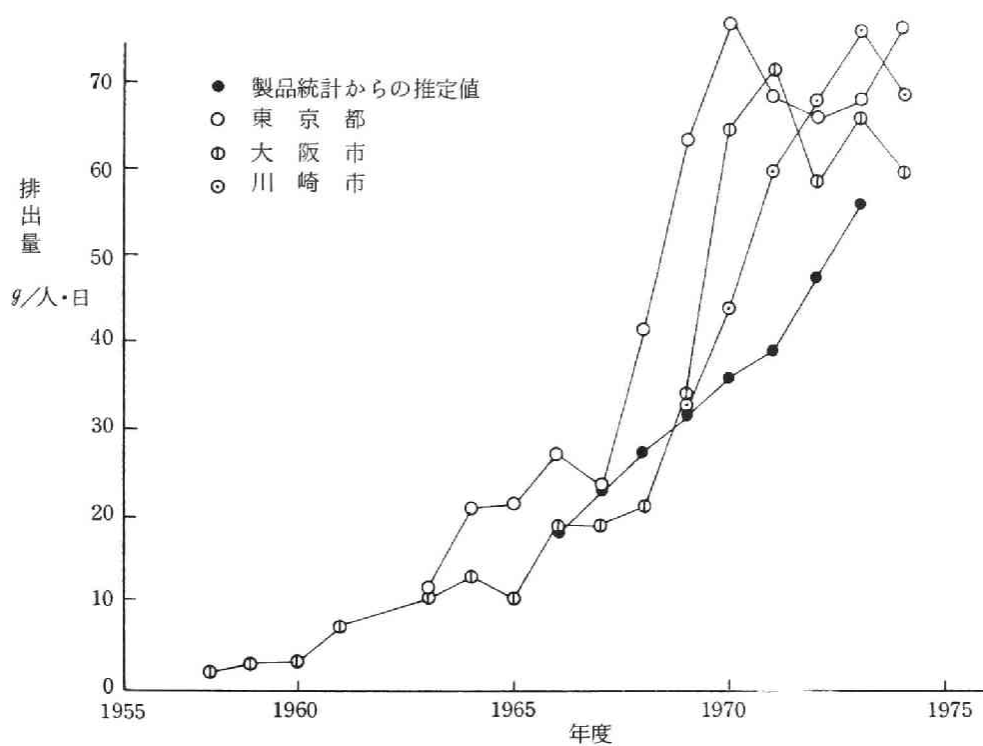


図 2 - 4 プラスチックの都市ごみとしての排出量の経年変化

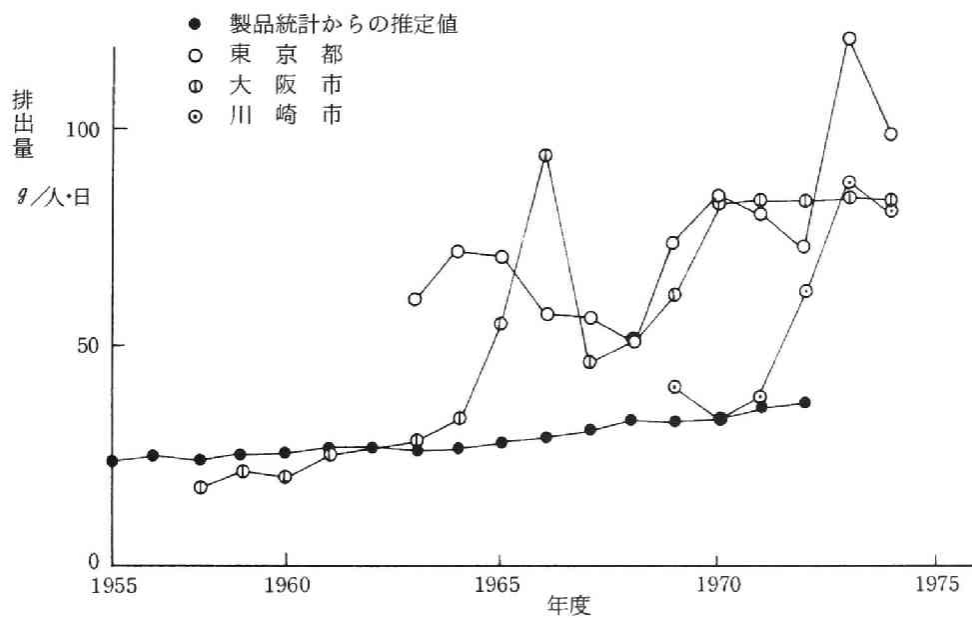


図 2 - 5 食物の都市ごみとしての排出量の経年変化



図 2-6 製品統計から推定した都市ごみ組成と全国平均，東京都，大阪市の
ごみ組成との比較

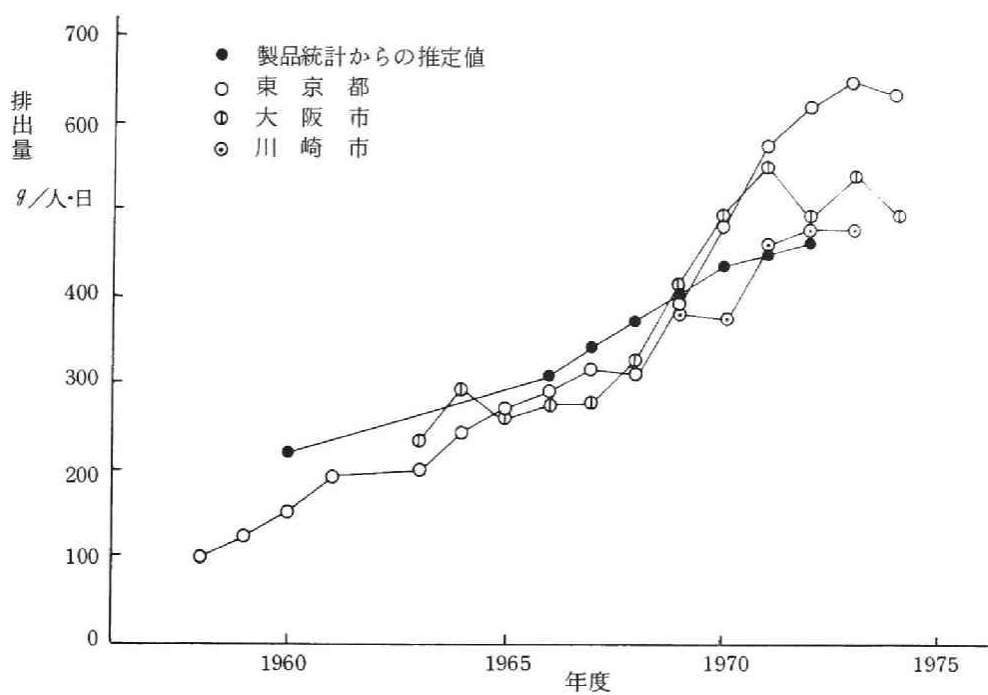


図 2 - 7 都市ごみ中の総品目（土砂・雑物を除く）の排出量の経年変化

第3章 都市ごみの燃料特性に関する研究

本章では、焼却処理を前提とした都市ごみの性状、すなわち燃料としての都市ごみの特性を明らかにしようとした。

都市ごみは、前章の調査研究でも明らかなように種々雑多な製品、物質によって構成されている。したがって、都市ごみの特性を明らかにするにあたっては、それらの構成物質1つ1つの特性を参考にする必要があるが、最終的には、それらが1つの集合体となった状態の都市ごみとしての特性が問題となる。

都市ごみの燃料特性で、特に注目したいのは、発熱量と熱分解特性である。

この燃料特性の究明にあたっては、都市ごみの可燃分について種々の分析や測定を行うと同時に、都市ごみ中の可燃物で、燃焼過程を支配するであろうセルロース物質とプラスチックの単物質としての燃料特性をも合せて比較検討し、それらの集合体としての都市ごみの燃料特性を知る手がかりとした。

3-1 都市ごみの工業分析

工業分析は、固体燃料分析として最も代表的な分析である。

すなわち、燃料中の水分、可燃分、灰分の3成分ならびに不燃分中の揮発分、固定炭素の測定がこの工業分析である。

現在、我国の都市ごみでは、この工業分析値の概略値は、水分40～60%、可燃分30～35%、灰分10～20%、また可燃分中の揮発分は90%、固定炭素10%となっている。

特に、水分が50%前後あるというのが都市ごみを燃料としてみる場合の最も大きな問題である。また、灰分と呼ばれる成分も都市ごみの場合ほとんどは、ガラスや金属製品のもともとの不燃物が主体である。さて、これらの都市ごみの3成分の値は、現在でも、排出者であるその都市の住民の生活様式の変化にともなって変化するが、この3成分の変化に対しては、都市ごみを構成する各組成の3成分を知っておくと、ある程度推定が可能である。表3-1は、京都市の一般収集ごみに対して行った、都市ごみの組成別工業分析値である。全体として他都市に比し

て若干、水分が少ない値となっているが、各組成別の3成分値は、都市ごみが収集車から焼却場ピットに投入される時点ではほぼこの様な値になっていると理解してよい。なお、都市ごみ中の水分は、厨芥がもたらすものがほとんどであり、排出源から収集し貯留する過程で序々に紙や繊維などの他の組成へ移行していくものであることは知っておく必要がある。

一方、都市ごみの可燃分中の揮発分、固定炭素については、測定方法が確立されていないので詳細な検討はできないが通常無酸素状態、 $600 \sim 800^{\circ}\text{C}$ で揮発する可燃分を揮発分、残留した可燃分を固定炭素とみた場合、測定条件（温度、時間）によって値は若干異なるが例えば表3-9にみるように、可燃分の90%前後は揮発分である。これは都市ごみを固体の燃料とみた場合、石炭や木炭などの固体燃料では通常揮発分10%以下であり、大部分は固定炭素であることと比べて著しく異なる燃料特性といえよう。揮発物は、燃焼過程では気体燃焼すなわち炎燃焼する分であり、固定炭素は固体表面にて表面燃焼する分である。したがって、都市ごみの燃焼では可燃分の大部分はこの炎燃焼に関与し、10%前後が表面燃焼（おき燃焼）する形となる。なお、都市ごみの可燃分中の固定炭素を形成するものは、都市ごみ中のセルロース物質の固定炭素が大部分と思われるが、この成分については3-5-(2)(イ)に、また温度との関係は4-1-(2)(イ)にて再検討している。

3-2 都市ごみの元素分析

この元素分析値は、燃料特性としてだけではなく、都市ごみそのものの性状を知る上で必要な値である。しかしながら、集団としての都市ごみをうまく代表させる分析用試料の作成のむづかしさや、試料のばらつきをカバーできうるマクロな試料での元素分析装置がないことも手伝って、この都市ごみの元素分析値の資料は意外に少ない。

セミ・ミクロの元素分析装置で分析した都市ごみの可燃分元素分析値を表3-2に示す。また同表下欄に、東京都清掃研究所で経年的に行っている化学組成分析値を、可燃分当りに換算したものを掲げる。これらをもとに、都市ごみ

可燃分の元素組成式を推定してみると、セルロース $(C_6H_{10}O_5)_n$ をベースとして、 $C_6H_8O_5 + (1.5 \sim 2.0)CH$ 程度ではないかと思われる。

さて、この都市ごみの元素分析値に関し

ても、ごみ組成別の元素分析値があると便利である。その意味で表 3-3 に東京都清掃研究所の資料をもとに組成別の可燃分あたりの元素組成を整理している。なお、元素組成を可燃分あたりにしたのに、土砂など混入による灰分の変動に対し、より普遍的な値を示すものを考えたからである。都市ごみ組成と組成別元素分析値からみて、都市ごみの可燃分は燃料的にはセルロースが主体であり、それにほとんどが C と H で構成されているプラスチックが若干、混入したものとみてよいと思われる。

表 3 - 1 都市ごみの組成別三成分分析

	水分 (%)								平均	可		
	RUN1	2	3	4	5	6	7	8		RUN1	2	3
紙	32.8	39.6	30.7	35.8	33.1	32.8	43.1	35.9	35.5	58.9	54.6	65.5
木 竹	38.9	27.7	31.4	29.0	33.8	22.7	16.7	40.8	30.1	57.7	69.0	65.8
織 維	13.0	26.6	17.2	24.5	25.6	28.5	47.7	43.2	28.3	83.6	70.6	78.6
皮 革	34.0	40.0	0	—	17.9	—	25.0	16.7	22.3	54.4	58.0	90.0
ゴ ム	4.8	—	0	30.0	0	0	3.6	—	6.4	68.6	—	95.0
プラスチック	13.0	37.6	8.3	17.3	8.0	8.3	18.1	24.3	16.8	68.7	60.0	85.9
植物性厨芥	66.5	80.0	78.3	79.2	78.0	79.1	87.9	76.5	78.2	20.5	18.3	19.0
動物性厨芥	49.3	71.3	58.9	37.0	75.0	37.8	69.2	73.6	59.2	21.4	19.9	29.5
残 飯	49.5	59.5	71.9	60.0	41.8	25.0	44.1	75.6	53.4	49.0	38.6	25.4
金 属*	3.1	10.0	11.1	5.3	7.8	11.1	2.7	10.9	7.8	0	0	0
陶 磁 器*	1.1	0	0	2.5	0	0	15.0	5.0	3.0	0	0	0
ガ ラ ス*	0.0	0	0	2.5	0	0.4	4.4	2.2	1.2	0	0	0
可燃性細塵	60.4	52.6	45.8	33.8	58.1	47.9	46.4	—	49.8	15.5	27.3	27.1
不燃性細塵	23.3	26.0	23.4	28.6	46.4	34.2		50.0	33.1	26.5	18.5	18.2
全 体	—	51.4	43.3	39.4	46.1	32.5	38.9	46.6	42.6	—	38.0	45.8

* 含水率のみ測定，可燃分測定せず

結果 (S.44~S.47 対象：京都市のごみ)

単位 %

燃 分 (%)					平均	灰 分 (%)								平均
4	5	6	7	8		RUN1	2	3	4	5	6	7	8	
58.7	59.8	63.2	51.0	55.5	58.4	8.3	5.8	3.8	5.5	7.2	4.0	5.9	8.6	6.1
70.0	55.7	73.3	79.6	56.2	65.9	3.4	3.3	2.8	1.0	10.6	4.0	3.7	3.0	4.0
66.3	73.4	64.4	47.2	52.0	66.9	4.4	2.8	4.2	9.2	1.0	7.1	5.2	4.8	4.8
—	72.9	—	58.0	73.0	67.7	11.6	2.0	10.0	—	9.1	—	17.0	10.3	10.0
32.0	97.1	90.0	76.9	—	76.6	26.6	—	5.0	38.0	3.3	10.0	19.6	—	17.0
68.6	84.8	87.4	75.0	64.6	74.3	18.3	2.4	5.8	14.1	8.7	4.3	6.9	11.1	8.9
17.0	15.4	17.1	8.7	13.9	16.2	13.0	1.7	2.7	3.8	6.6	3.8	3.4	9.6	5.6
17.1	22.1	43.5	21.8	12.6	23.5	29.3	8.8	11.6	45.9	2.9	18.7	9.0	13.8	17.4
34.7	57.0	71.7	51.3	21.1	43.6	1.5	1.9	2.7	5.3	1.2	3.3	4.6	3.3	3.0
0	0	0	0	0	0	96.9	90.0	88.9	94.7	92.2	88.9	97.3	89.1	92.2
0	0	0	0	0	0	98.9	100.0	100.0	97.5	100.0	100.0	85.0	95.0	97.0
0	0	0	0	0	0	100.0	100.0	100.0	97.5	100.0	99.6	86.8	37.8	97.7
								1						
41.7	20.8	20.3		—	25.5	24.1	20.1	27.1	24.5	21.2	31.8		—	24.8
14.9	22.5	25.4	29.7	13.0	19.9	50.3	55.5	58.4	56.5	31.0	40.4	23.9	37.0	47.0
37.2	38.1	44.0	37.8	35.3	39.4	—	10.6	10.9	23.4	15.9	23.5	23.3	18.1	18.0

表 3 - 2 a ごみの可燃分の元素分析結果

	C	H	O	N	S	Cl	可燃分組成式の推定
RUN 1	50.2 %	6.31 %	%	%	%	%	
2	48.9	6.09					
3	50.9	5.6	43.3				$C_6H_{10}O_5 + 1.8 C$
4	49.12	5.75	41.53	3.31	0.14	0.15	$C_6H_{10}O_5 + 1.9 C + 1.1 H + 0.5 N$
5	53.41	6.45	35.22	4.66	0.11	0.15	$C_6H_{10}O_5 + 4.1 C + 4.7 H + 0.8 N$

表 3 - 2 b ごみの可燃分の元素分析値（東京都清掃研究所の測定値より⁴⁰⁾）

	C	H	O	N	S	Cl	可燃分組成式の推定
昭和45年4工場平均	50.6 %	7.9 %	38.3 %	1.7 %	0.1 %	1.5 %	$C_6H_{10}O_5 + 2.8 C + 6.5 N + 0.3 N$
昭和46年 "	47.5	7.9	42.5	1.3	0.2	0.8	$C_6H_{10}O_5 + 1.5 C + 4.9 H + 0.2 N$
昭和47年 "	47.2	7.2	43.1	1.3	0.1	1.0	$C_6H_{10}O_5 + 1.3 C + 3.4 H + 0.2 N$
昭和48年 "	49.8	7.3	40.4	1.7	0.2	0.6	$C_6H_{10}O_5 + 2.2 C + 4.5 H + 0.2 N$
昭和49年 "	48.1	6.9	42.9	1.5	0.1	0.5	$C_6H_{10}O_5 + 1.5 C + 2.9 H + 0.2 N$

表 3-3 都市ごみの各組成別元素分析値（東京都清掃研究所測定値より）⁴⁰⁾⁴¹⁾

単位 %

組 成	灰 分	可 燃 分	C	H	O	N	S	C I
紙	11.5	88.5 (100.0)	43.2 (48.8)	6.6 (7.4)	37.7 (42.5)	0.7 (0.8)	0.4 (0.5)	
織 維	6.9	93.1 (100.0)	46.8 (50.3)	6.3 (6.8)	35.1 (37.7)	4.4 (4.7)	0.5 (0.5)	
木 竹	1.8	98.2 (100.0)	49.6 (50.5)	6.8 (6.9)	40.9 (41.6)	0.6 (0.6)	0.3 (0.3)	
わ ら	12.8	87.2 (100.0)	41.5 (47.6)	5.9 (6.8)	38.4 (44.0)	1.0 (1.1)	0.4 (0.5)	
草 葉	27.1	72.9 (100.0)	38.8 (53.2)	4.3 (5.8)	26.9 (36.9)	2.5 (3.4)	0.4 (0.5)	
植 物 性 厨 芥	26.4	73.6 (100.0)	37.2 (50.5)	5.3 (7.2)	28.2 (38.3)	2.3 (3.1)	0.6 (0.8)	
動 物 性 厨 芥	16.9	83.1 (100.0)	45.1 (54.2)	6.6 (7.9)	23.6 (28.4)	7.3 (8.8)	0.5 (0.6)	
パ ン ・ 残 飯	5.2	94.8 (100.0)	42.4 (44.7)	6.7 (7.1)	43.6 (46.0)	1.7 (1.8)	0.3 (0.3)	
プ ラ ス チ ッ ク	14.7	85.3 (100.0)	56.1 (65.8)	9.4 (11.0)	19.9 (23.3)	0 (0)	0 (0)	

厨 芥 3 平均		(100.0)	(45.53)	(6.81)	(45.62)	(2.03)		
----------	--	---------	---------	--------	---------	--------	--	--

プラスチック 6 平均	8.02	91.98 (100.0)	(70.98)	(12.22)	(12.83)	(0.98)	(0.27)	(2.72)
プラスチック 以外の成分 6 平均	19.46	80.54 (100.0)	(47.28)	(7.69)	(42.82)	(1.45)	(0.19)	(0.53)

3-3 都市ごみの発熱量

発熱量は、焼却処理においては、欠かすことのできない重要な燃料特性である。この発熱量には通常、高位発熱量（総発熱量）および低位発熱量（真発熱量）があり、言うまでもなく、高位発熱量は燃焼によって生成した水がすべて凝縮した場合の発熱量であり、いわゆるボンブ熱量計で得られる値がこれに相当する。

また、低位発熱量はこの高位発熱量から水蒸気の凝縮潜熱を差し引いたもので、実際のごみ焼却炉などのごみの燃焼に伴って発生した水蒸気が炉内にて凝縮することなく炉外へ排出される場合には、この低位発熱量が炉の設計上の基礎となる。

今、石炭のようなある固体燃料の水分および水素量が、その燃料 1 kg 当り各々 W (kg), h (kg) である場合、その燃料の高位発熱量 H_o (Kcal/kg) と低位発熱量 H_u (Kcal/kg) の間には、

$$H_u = H_o - 600(W + 9h) \dots\dots\dots (1)$$

という関係がある。この場合の H_o は当然ながら水分を含んだままの燃料の高位発熱量である。ごみの発熱量の測定にあたっては、上記の石炭のように水分を含んだまま、熱量計にかけることは非常に誤差を生じやすい。すなわち、種々の組成物質からなるごみの代表的な熱量計用のサンプル（通常 1 g ～ 10 g）を作成することは、50% 近くも水を含んだままでは作業がやりにくいので、通常ごみを乾燥したのち試料の作成を行うことになる。

また、ごみ中の水素量の測定に当たっても通常、乾燥試料につき測定を行う。このことから、都市ごみのように不均一物質で水分が 50% 近くあるものの発熱量の測定では、

$$H_{ud} = H_{od} - 600 \times 9 h_d \dots\dots\dots (2)$$

$$H_u = H_{ud}(1 - W) - 600W \dots\dots\dots (3)$$

ここに、 H_{ud} : 乾燥ごみの低位発熱量 Kcal/kg

H_{od} : 乾燥ごみの高位発熱量 //

h_d : 乾燥ごみ 1 kg 中の水素量 kg

W : 生ごみ 1 kg 中の水分量 kg

の関係が利用度が高いと思われる。

次に、数多くの都市ごみ試料を、そのつど熱量計によって発熱量を測定することは、大変な労力を要するから、試料が多い場合には比較的簡単に測定できる水分、灰分、可燃分のいわゆる工業分析値をもとに発熱量を知るという簡易式を用いる。

この場合、従来次式をよく使用した。

$$Hu = 4,600R - 600W \dots\dots\dots (4)$$

R : 可燃分 ($\frac{\%}{100}$)

W : 水分 ($\frac{\%}{100}$)

この式における 4,600 は、ごみの可燃分の低位発熱量 (Kcal/kg) である。

しかし、最近はプラスチックなどの増加に伴ない、このごみの可燃分低位発熱量の値は、プラスチックの混入率によって大きく左右される傾向にあるので、むしろプラスチックとその他の成分に区別し、各々の発熱量から推定した方が誤差が少ないと考え、ごみの可燃分中のプラスチックとその他の成分（主として紙と厨芥）とを別個にして発熱量を測定したところ、表 3-4 のようになった。

これらの結果をもとに、簡易式を、

$$Hu = \{ 4,400(1 - \alpha) + 8,000\alpha \} R - 600W \dots\dots\dots (5)$$

α : 可燃分中のプラスチックの割合 ($\frac{\%}{100}$)

R : 可燃分 ($\frac{\%}{100}$)

W : 水分 ($\frac{\%}{100}$)

とすれば、最近のごみ質でも迅速でかつ比較的正確にごみの低位発熱量が推定できる。この式において、4,400 はごみ中のプラスチック以外の可燃分低位発熱量 (Kcal/kg)、8,000 はごみ中のプラスチックの可燃分低位発熱量 (Kcal/kg) であることは言うまでもない。ごみ中の物理組成が明らかな場合には、各組成成分の発熱量から全体のごみの発熱量を推定するのがさらに正確であるが、⁴²⁾ごみの組成分析も試料数が多い場合には、やはりかなりの労力を要

するので、結局、最も利用度が高い簡易式は(5)式であろう。

表 3 - 4 a ごみの組成別発熱量 No. 1

組 成	試 料 の 高位発熱量(Kcal/kg) (熱量計の値)	試料の灰分 (%)	可燃分中の 水素 (%)	可燃分低位発熱量 (Kcal/kg)
紙	4,298	5.57	6.2	4,217
プラスチック	9,324	3.68	14.0	8,924
そ の 他	4,329	14.30	7.2	4,673

表 3 - 4 b ごみの組成別発熱量 No. 2

組 成	試量の高位発熱量 (Kcal/kg)	試料の灰分 (%)	可燃分中の 水素 (%)	可燃分低位発熱量 (Kcal/kg)
紙	4,102	12.2	6.17	4,339
プラスチック	8,481	7.2	8.75	8,666
厨 芥	3,323	28.7	6.26	4,323
細 塵	1,342	74.4	5.14	4,992

表 3 - 5 各種物品の発熱量⁴²⁾

種 類	単 成 分	発 熱 量 (Kcal/kg)
紙 類	ダ ン ボ ー ル	3,820
	新 聞 紙	4,430
	チ リ 紙	3,900
	事 務 用 紙	3,740
ゴ ム 類	タ イ ヤ	9,230
	合成ゴム(チューブ)	10,100
プラスチック類	ア セ テ ー ト	11,000
	ナ イ ロ ン	7,560
	ホ ー ム ラ バ ー	5,380
	ポ リ エ チ レ ン	10,900
	塩 化 ビ ニ ー ル	4,840
	発 泡 ス チ ロ ー ル	10,200
布 類	綿	4,040
	絹	4,560
	羊 毛	4,820
草 木 類	杉	4,650
	竹	4,690
	松	4,750
	草 (タタミ, ワラ)	4,400
厨 芥 類	厨 芥	3,650
	御 飯	4,270
	西 瓜	3,810
	バ ナ ナ 皮	3,890
	キ ャ ベ ツ	4,100
	ミ カ ン 皮	4,250
	ヌ カ ミ ソ	4,670
	魚	4,320

3-4 元素組成と発熱量との関係についての検討

燃料中の元素組成から発熱量を推定する数多くの計算式で、都市ごみのようにセルロース成分が主体である燃料に対し、どの式が最も妥当であるかを検討してみる。

まず、従来から提案されている計算式を列記する。燃料 1 kg 中の炭素、水素、酸素、硫黄、窒素の重量をそれぞれ c , h , o , s , n とした場合、燃料の高位発熱量 H_o (Kcal/kg) は、

(1) Dulong の式⁴³⁾

$$H_o = 8,100c + 34,250\left(h - \frac{o}{8}\right) + 2,250s \dots\dots\dots (6)$$

この式は、石炭や石油などの燃料に対し古くから用いられてきた有名な式である。これは、燃料中の酸素はすべて水素と化合して H_2O の形で存在していると仮定した式である。

(2) Scheurer-Kestner の式⁴⁵⁾

$$H_o = 8,100\left(c - \frac{3}{4}o\right) + 34,250h - 2,250s + 5,700 \times \frac{3}{4}o \dots\dots (7)$$

この式は、燃料中の酸素がすべて炭素と結合して、 CO の形で存在していると仮定した式である。

(3) S ümegi の式⁴³⁾

$$H_o = 8,100\left(c - \frac{3}{8}o\right) + 34,500\left(h - \frac{o}{16}\right) + 2,500s \dots\dots\dots (8)$$

これは、燃料中の酸素はすべて $COOH$ の形で存在するとした形である。

(4) Steuer の式⁴⁵⁾

$$H_o = 8,100\left(c - \frac{3}{8}o\right) + 5,700 \times \frac{3}{8}o + 34,500\left(h - \frac{o}{16}\right) + 2,500s \dots\dots\dots (9)$$

これは、燃料中の酸素の $\frac{1}{2}$ は炭素と CO の形で、また他の $\frac{1}{2}$ は水素と H_2O の形で存在すると仮定した式である。

(5) K ü n l e の式⁴⁴⁾

$$H_o = 8,100c + 34,000\left(h - \frac{o+n}{8}\right) + 2,250s \dots\dots\dots (10)$$

これは、(1)の Dulong の式に窒素の補正を加えた式である。

以上、いずれの式も燃料中の酸素がどのような形で結合しているかによって定

まる式である。

さて、都市ごみのようなセルロース系の燃料に対しては、上式の中でどの式が最も適応性があるかを、まず純粋な口紙セルロース（灰分 0.06%）およびグルコース（特級試薬）を試料として実験的に検証してみたところ、表 3-6 のような結果を得た。

この結果から、セルロースを含む多糖類における元素組成からの発熱量の推定式としては、(4) Steuer の式が最もよい一致を見ることがわかる。都市ごみの場合について東京都の清掃研究所で行った結果も、ばらつきはあるが、⁴⁶⁾ 平均値としては (4) Steuer の式が最も実測値と一致すると報告されている。

このことについて、セルロースの構造ならびに熱分解過程から、若干の考察を加えてみる。セルロース物質が燃焼する場合、それに先だち、熱分解反応が行われるが、この熱分解過程においてセルロース組成中の酸素がどのような挙動をするかが、発熱量の算定式を決定すると考えて間違いはない。セルロースの熱分解についてその構造上の変化は、まだ完全に明らかにされていないが、温度の上昇に伴ってセルロース構造のどの部分から結合が切断され、分解されていくかを明らかにすべく、種々の機器分析がなされている。^{47) 48) 50)} また別のグループによって、その際どの温度で、どのような分解ガスが生成してくるかも研究されている。⁴⁹⁾

これらの研究報告から、現在のところ比較的妥当性がある分解過程は、図 3-1 のようにまず $150 \sim 200^{\circ}\text{C}$ 付近で第 1 段の脱水反応が起り、ついで $200 \sim 400^{\circ}\text{C}$ で第 2 段の脱水反応と種々の結合部分の切断とが同時に起り、セルロース構造内の O は、 H_2O 以外に CO や CO_2 の形で飛び出してくる。また、この時 1 部のセルロースはレボグルコースン (levoglucosan) 主体のタール (tar) を生成するとされている。

この種の熱分解過程の研究は、通常真空中もしくは N_2 ガスや He ガス中で行われているので、実際燃焼時のように酸素ガスの存在下でも同様な現象が起るとは断言できないが、たとえ酸素ガス雰囲気下でも、上記の熱分解反応に類似の反応が起ると仮定すれば、セルロース物質が燃焼する際に、セルロース中の

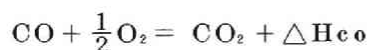
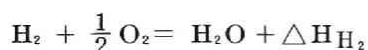
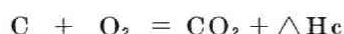
酸素の一部は H_2O の形で、一部は CO や CO_2 の形で燃焼反応にあずかると考えられる。

以上のような考察の結果、セルロースの元素組成から発熱量を試算する場合、(1)のDulongの式や(2)のScheurer-Kestnerの式のように、含有酸素がすべて H_2O の形とするものや、すべて CO の形とするものは若干無理があり、その意味では、(4)Steuerの式のように含有酸素は $\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$ および $\frac{1}{2}\text{CO}$ とするのが、より妥当性があることが裏付けされるのである。

尚、実際の燃焼反応、熱分解反応においては、より複雑な分解反応が起り、それに伴って各元素の結合エネルギー、解離エネルギーの補正が必要となり、元素組成だけから燃焼熱（発熱量）を計算することは、ある程度の誤差を覚悟しなければならないことは言うまでもない。

○ 再調査項目

ある燃料の元素組成からその燃料の発熱量を算出する式において、その基礎になる反応は以下のとおりである。



ここで、 ΔH_c 、 ΔH_{H_2} 、 ΔH_s 、 ΔH_{co} は各々炭素、水素、硫黄、一酸化炭素の燃焼熱であるが、この基礎的な値が従来の文献においてまちまちである。

一般の参考書において掲げられている数値として、

$$\Delta H_c = 94.1^* \text{Kcal/mol} \quad \text{または} \quad 7,830^* \text{Kcal/kg}$$

94.7

8,080

97.0

8,100

97.6

8,130

$$\Delta H_{\text{H}_2} = 68.3^* \text{Kcal/mol} \quad \text{または} \quad 33,880^* \text{Kcal/kg}$$

68.5

33,910

69.0

34,200

(ただし H_2O は液体)

34,250

34,500

$$\Delta H_{co} = 67.7^* \text{ Kcal/mol} \quad \text{または} \quad 2,410^* \text{ Kcal/kg}$$

68.2

2,438

$$\Delta H_s = 70.9 \text{ Kcal/mol} \quad 2,210^* \text{ Kcal/kg}$$

2,250

2,500

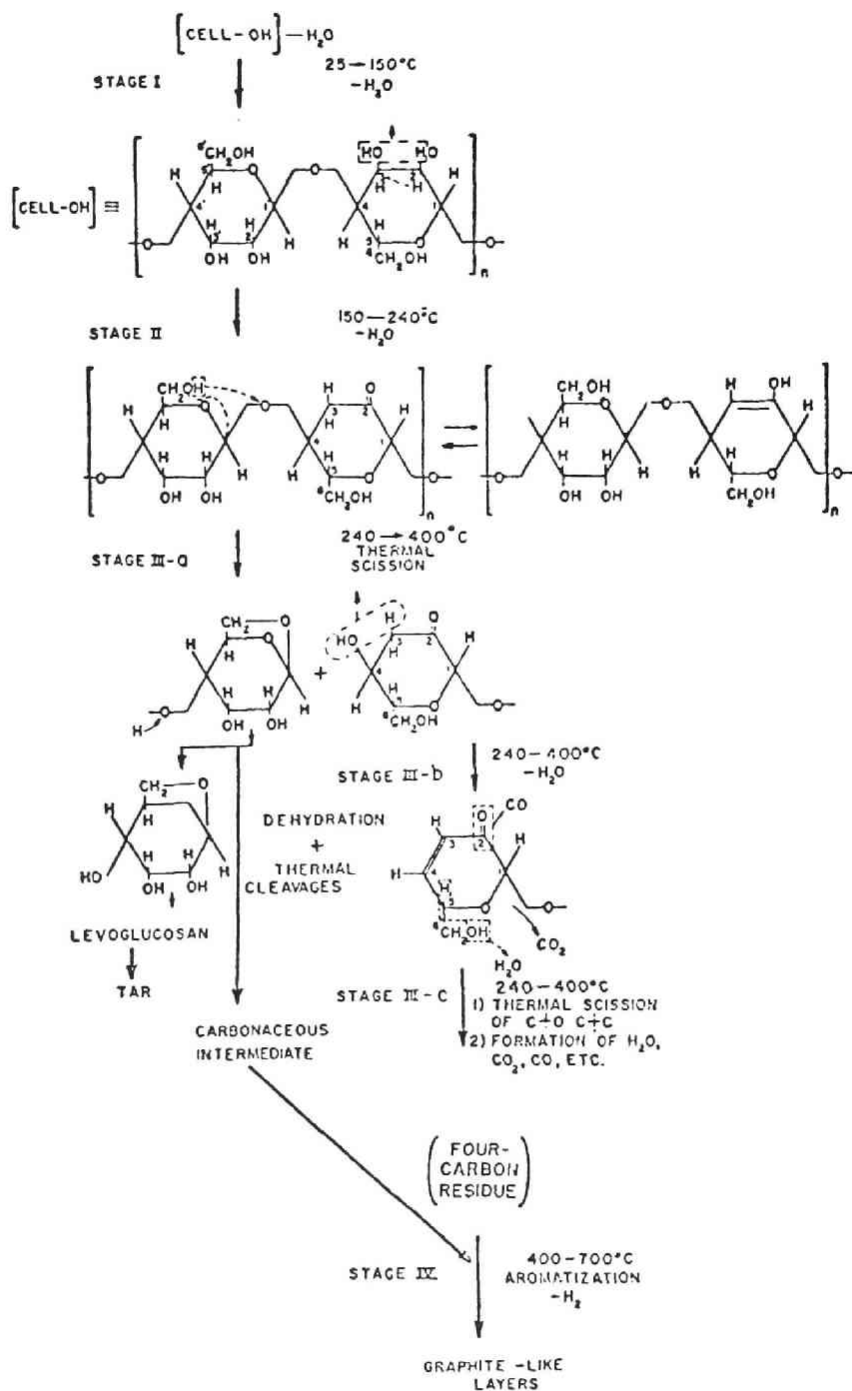
上記の数値の中で 内の数値が最も多く出現しているが、この数値は主として機械系の文献、参考書に多い。一方、*印は化学系の参考書に多い数値であり、現在、外国での信頼おけるData (JANAF など) によると、むしろ*印の値となっている。また最近、*印の値を用いての都市ごみに関する研究⁵¹⁾報告がなされている。ここで特に大きく異なるのは ΔH_c の値であり、単に測定誤差だけにとどまらない差と思われるので、この原因を再調査する必要がある。

表 3 - 6 純物質での発熱量の推定式の妥当性の検討

単位 (Kcal/kg)

物 質 名	組 成 式	(1) Dulongの式	Scheurer (2) -Kestner の式	(3) Sümegiの式	(4) Steuerの式	実験値 (ボンプ熱量計による)	
セ ル ロ ー ス	$C_6H_{10}O_5$	3,600	4,825	3,165	4,220	ワットマンろ紙	4,214
						No. 2	4,135
ゲ ル コ ー ス	$C_6H_{12}O_6$	3,240	4,564	2,770	3,910	特 級 試 薬	3,731
						文 献 値 *	3,724

* 化学便覧 丸善



50)
 図 3-1 セルロースの分解過程

3-5 都市ごみの熱分解

一般に都市ごみのように揮発成分の多い有機物質が燃焼する場合、燃焼に先きだちまず熱分解が起り、その熱分解生成ガスが炎燃焼する形態が主体になる。したがって、都市ごみの燃焼機構を解明するためには、どうしてもその熱分解過程を明らかにする必要がある。ところですでに述べたように、都市ごみの可燃分の組成は、燃料的には概略セルロース物質とプラスチックとの混合物とみて差しつかえない。その意味から直接、都市ごみの熱分解過程を明らかにすることと平行して、純粋なセルロース物質および各種プラスチックの純製品についての熱分解機構を充分知っておくことは、非常に意義深いと考える。

熱分解過程の解析にあたっては、まず、示差熱天秤によって、どの温度からどの程度熱分解が行われるかを明らかにし、次いでその際に発生する分解ガスにはどのような成分が含まれるかを知ろうとした。なお熱分解速度の検討は、次章の燃焼機構の解析において行なっている。

以上のことから、本節では都市ごみの熱分解特性に関する研究として、上記の項目につき、純セルロース物質、純プラスチック原材料および都市ごみ試料⁵²⁾を、各々比較、対照しながら、文献調査ならびに実験を行ってみた。

(1) 示差熱天秤を利用した熱分解過程の解析

(イ) セルロース

セルロース物質は、熱が与えられると、燃焼過程に入る前に熱分解をおこし、種々の分解ガスを発生する。結果的には、これらの分解ガスが空気中の酸素と反応し、いわゆる炎燃焼の形をとることになる。したがって、セルロース物質の熱分解過程自体を研究することは、その燃焼過程を研究することにもつながるわけであり、セルロース物質の燃焼機構を巨視的にみれば、熱分解過程も燃焼の一部とみなせるし、揮発成分の多い物質すなわち、セルロース物質の燃焼のような場合は、通常は熱分解過程が燃焼過程の支配因子となってくる。

セルロースで最も盛んに熱分解を行う温度範囲は、 $240 \sim 400^{\circ}\text{C}$ であるが、ゆるやかな熱分解と急激な熱分解とではその機構が異なるものといわ

れる。セルロースの熱分解機構の研究は、その代表物質ともいえる木材に関して種々の研究が行われており、したがって、この木材の熱分解機構を知ることとは、とりまなおさずセルロース物質の熱分解機構を解明することにつながるので、非常に参考になる。

木材は、成分的にはセルロース以外にヘミセルロース (hemi-cellulose)、リグニン (lignin) も含まれ、その熱分解は発熱反応である。この3成分が熱分解する際に発熱する機構についてはまだよくわかっていないが、木材の高真空 (0.01 mm Hg) 下における熱分解ではまったく発熱せず、高圧 (31.5 気圧) 下では発熱が非常にはげしいことから、秋田らはこの発熱⁵³⁾の原因は、一次分解生成物に対して二次、三次の分解あるいは重合が行われることによるものであろうと推定している。

この熱分解の活性化エネルギーは、セルロースでは各温度域で異なり、種々の研究者によって報告されているものを列挙すると、つぎのようになる。⁵⁴⁾

温度℃	活性化エネルギー Kcal/mol
80 ~ 120	1.6
110 ~ 220	2.6 ~ 30.5
250 ~ 300	30.2
240 ~ 310	33.1 ~ 35.2
270 ~ 340	35.6
290 ~ 330	3.4
260 ~ 300	4.9
310 ~ 360	53.1 ~ 55.7
340 ~ 370	24.8

また、Sanderman⁵⁵⁾ や Tang⁵⁶⁾ の研究によれば、セルロースを制限空气中で熱分解をさせると、まず吸熱反応 (endothermic reaction) が 280℃ 前後ではじまり、315℃ で吸熱ピークに達し、次いで発熱反応に移り、340℃ で発熱ピークとなる (図 3-2 参照)。このセルロースの示差熱分析の結果は、研究者によってまちまちであり、図 3-3 に見るように窒素気流中のセルロースの示差熱分析でも、試料の形状や熱電対の位置などによ

57) 58) 59) 60)
ってかなりの差があらわれる。セルロースについては、この温度範囲において炭化物重量および炭化物中のセルロース含量が $280^{\circ}\text{C} \sim 340^{\circ}\text{C}$ まで急激に減少し、 340°C で大部分の分解が終る。セルロースの熱分解については、さらに詳しい研究がなされており、セルロース炭化物の原子比による解析、またX線回析、赤外線吸収スペクトルなどの解析によって、セルロースの結晶構造が熱分解によってどのように変化していくかが検討されている。

これらの研究によれば、 300°C 付近まではセルロースの結晶構造は認められるが、 $300^{\circ}\text{C} \sim 400^{\circ}\text{C}$ までは無定形構造となり、 $450 \sim 500^{\circ}\text{C}$ 以上になると炭素の回析像を示し、しだいに黒鉛構造^{61) 62)}に近づいていくという。この種のセルロースの熱分解の結晶構造の変化に関する研究は、セルロース物質の難燃化の研究として、種々の添加剤（難燃化剤）の効果を比較するために数多く行われているが、ここではこれ以上詳しくはふれない。

(ロ) プラスチック

都市ごみ中のプラスチック製品は、数え上げればきりはないが、比較的多いものは、製造量にも比例して、ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレン、ポリ塩化ビニールである。したがって、ここでプラスチックという場合は、主として上記4種のプラスチックに焦点をしばって検討する。

ポリ塩化ビニールを除く3種の原材料プラスチックペレットを、約 100mg だけ示差熱天秤にかけた結果を図3-4に示す。

この結果を他の測定者の値と比較検討してみると、ポリエチレンの分析結果が少し異なり、本実験での分解温度は高くすぎたようである。これは、昇温速度が本実験では $13^{\circ}\text{C}/\text{min}$ と少し速すぎたためと考えられる。

このように種々の知見により補正を加え、空気中での各種プラスチックの熱分解特性をまとめてみる。なお、ここでいう熱分解による示差温度とは、熱分解反応が制限はされているが空気中で行なわれているので、酸化反応（燃焼）による発熱をも含むみかけの示差熱であることをまえもって留意しておく必要がある。

1) ポリエチレンは 380°C 付近から熱分解がはじまり、 500°C 付近で重量減少は終了し、示差温度は発熱→吸熱→発熱のパターンを示す。

2) ポリプロピレンの熱分解特性は、ポリエチレンに比較的よく似ており、 300°C 付近から熱分解が序々にはじまり、 $450\sim 500^{\circ}\text{C}$ 付近で重量減少は終了している。

3) ポリエステレンは、 350°C 付近から熱分解が始まり、 $500\sim 520^{\circ}\text{C}$ 付近で重量減少は終り、 $360\sim 460^{\circ}\text{C}$ の吸熱反応後、発熱反応に転じるパターンを示す。

4) ポリ塩化ビニルの熱分解過程は、通常2段階で起り、 $250\sim 300^{\circ}\text{C}$ 付近での脱塩酸反応があり、のちビニル基の熱分解反応が 400°C 付近から序々に行われる。したがって、示差温度もそれに追隨したパターンで、主として発熱側に表われる。

なお、その他のプラスチックについての示差熱分析結果を示してはいないが、一般に熱可塑性プラスチックの熱分解は、ビニル系のプラスチックを除いて概略 400°C 付近で急激に行われるものと理解してさしつかえない。

参考のために、秋田⁸³⁾の分析結果を図3-5に示すが、この熱分解パターンがほぼ妥当なものであると思われる。

(イ) 都市ごみ

都市ごみの試料について、示差熱分析を行い、その熱分解特性の一部を明らかにした。本分析に用いた都市ごみ試料の組成は表3-7に示すとおりである。

示差熱分析は、空気中ならびに窒素ガス中の2種類について行っている。分析結果は、図3-6、図3-7に示す。熱分解の特性は、空気中と窒素ガス中では、当然ながら 400°C 以後の示差温度に差異があるが、概略は両者とも 300°C 付近から急激な熱分解を起し、 400°C を越えてなだらかな重量減少が見られる。そして、窒素ガス中においても発熱反応となっていることが興味深い。

都市ごみの示差熱分析による熱分解パターンは、セルロース物質のろ紙や

木材の熱分解パターンに類似しているのは、表 3-7 中の熱分解を受ける成分がほとんどセルロース物質であることから当然のことかも知れない。

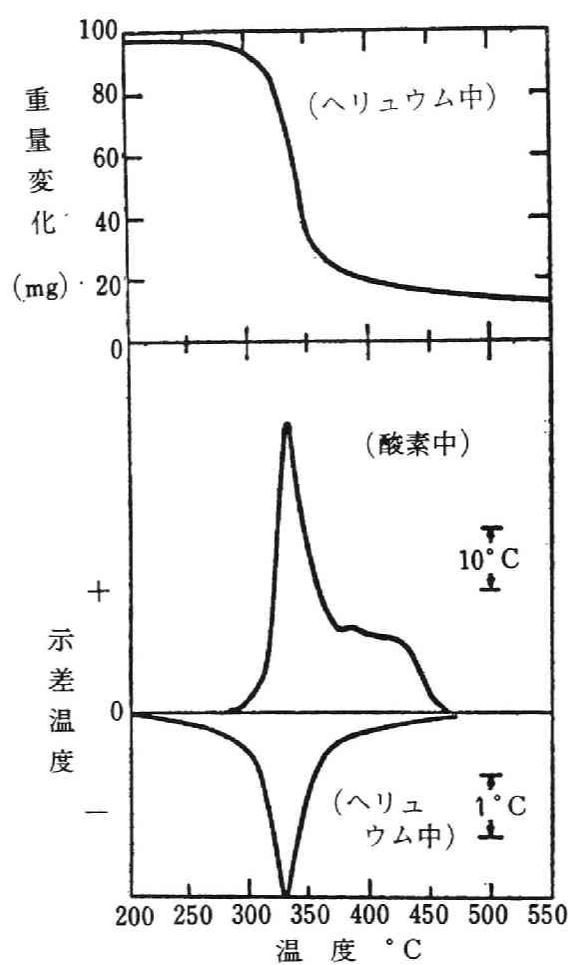


図 3-2 セルロースの示差分析の例⁵⁶⁾

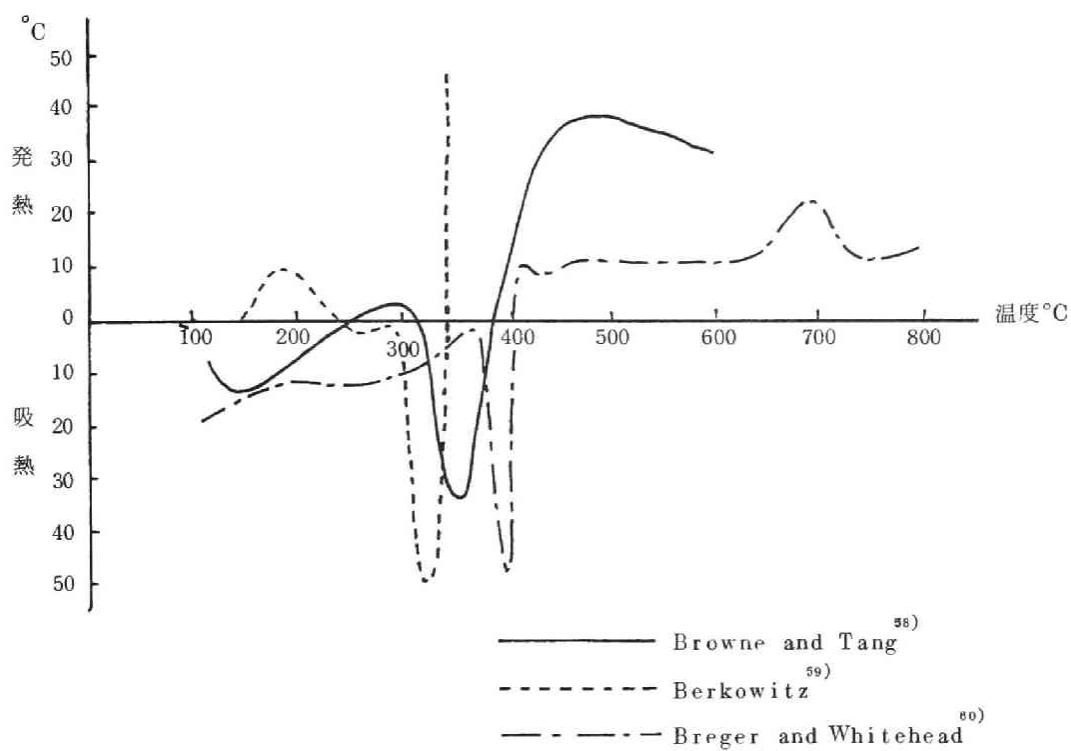


図 3 - 3 セルローズ示差熱分析結果⁵⁷⁾
(窒素ガス中, ろ紙)

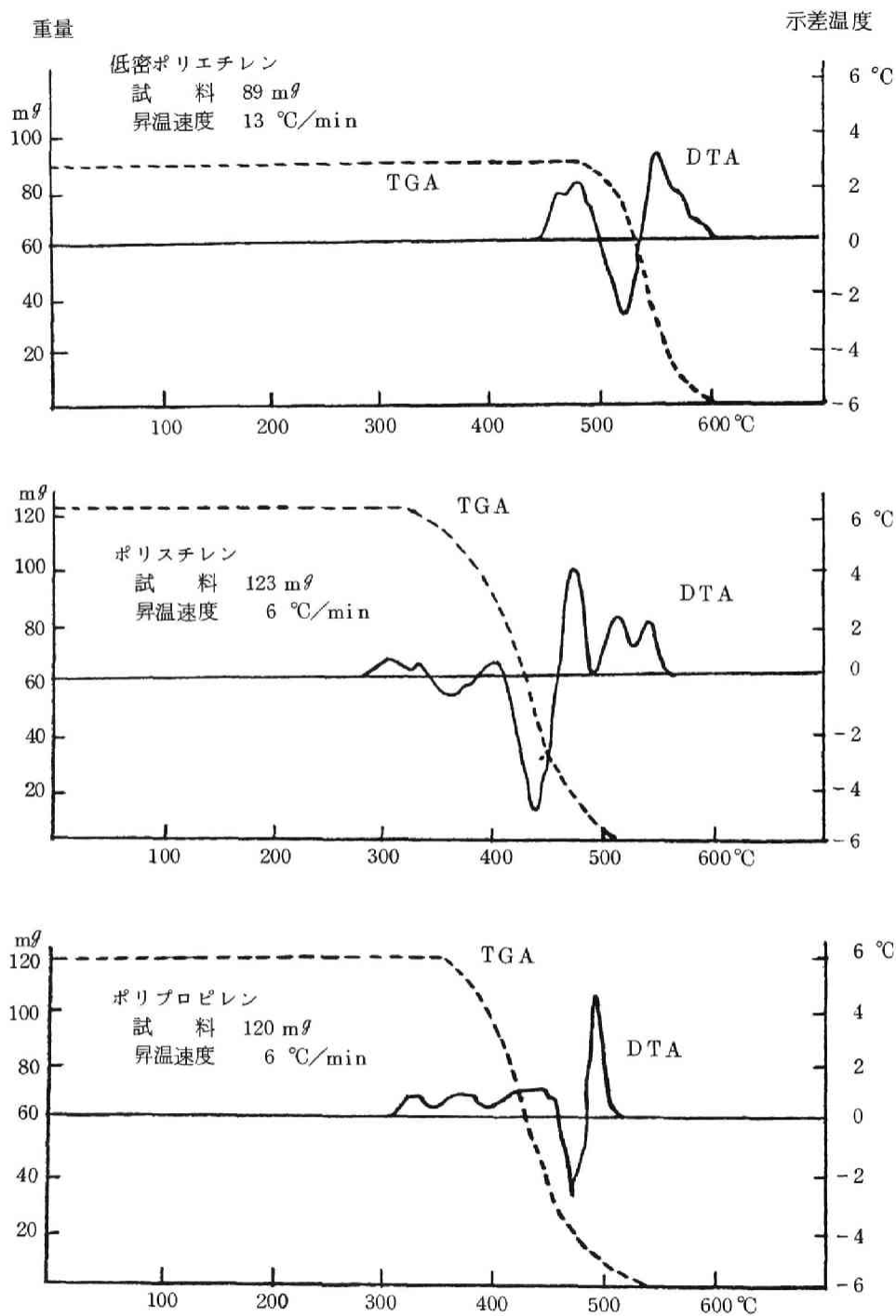


図 3-4 各種プラスチックの示差熱分析結果 (空气中)

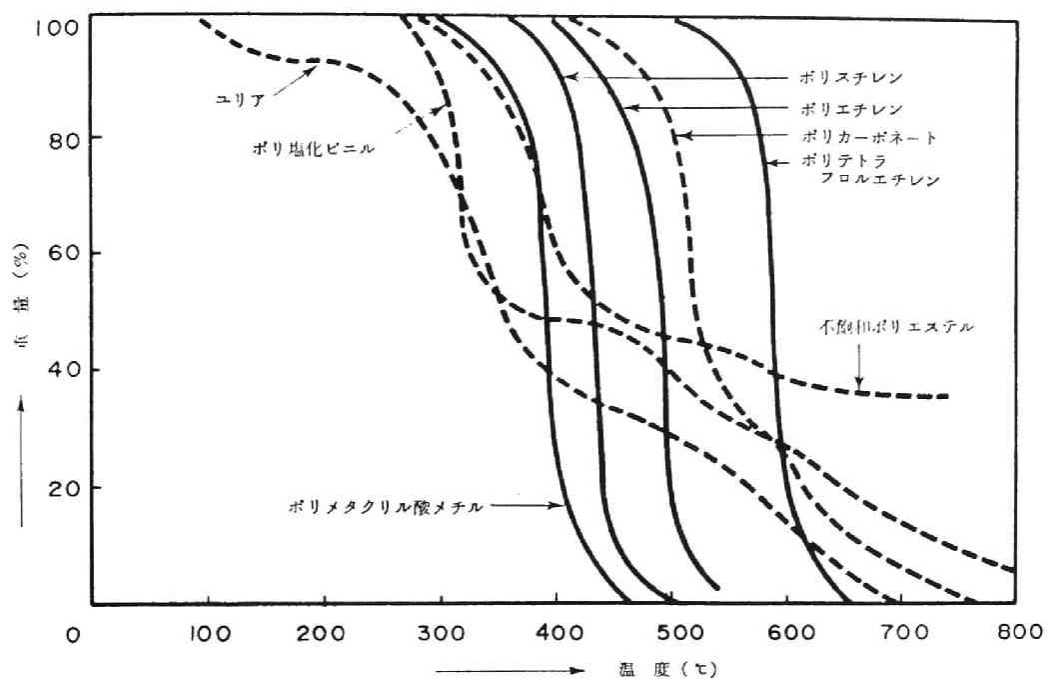


図 3-5 代表的なプラスチックの燃分解曲線⁶³⁾
(5°C/min の昇温, 空气中)

表 3-7 示差熱分析および熱分解実験に用いたごみの組成 (乾燥状態)

紙		17.8 (%)
織	維	0.5
木	片	5.3
草	ワ	9.8
プラスチック		4.6
厨	芥	10.1
金属・ガラス・貝ガラ・石		15.2
雑	物 (大)	20.5
雑	物 (小)	16.2
合	計	100

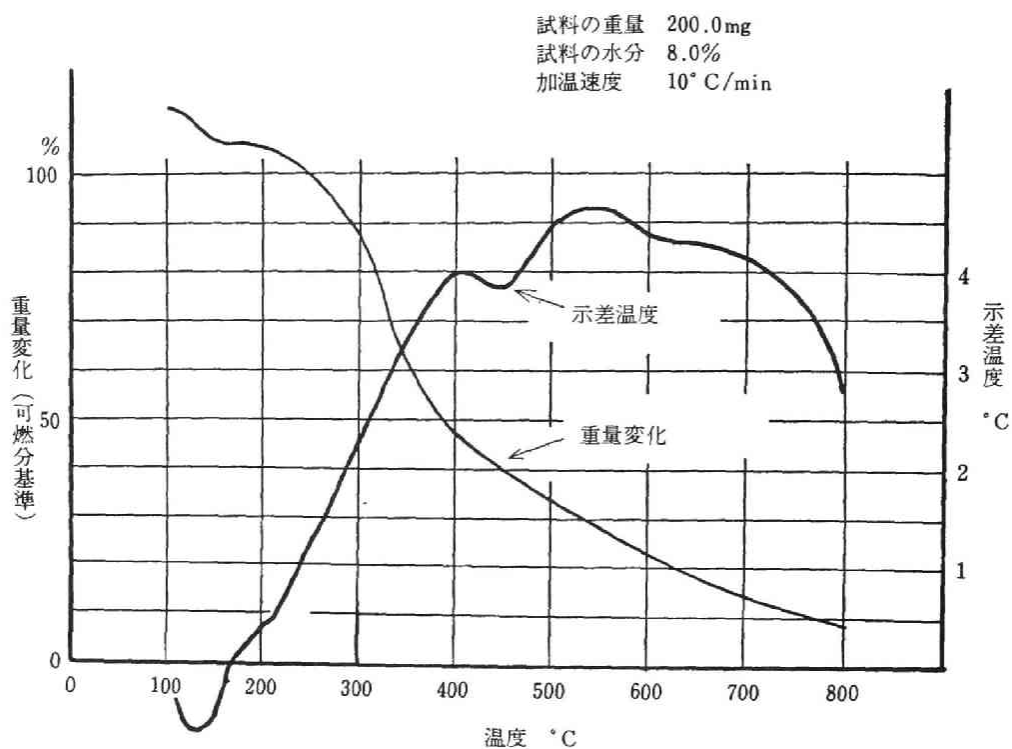


図 3 - 6 ごみの示差熱分析 (空气中)

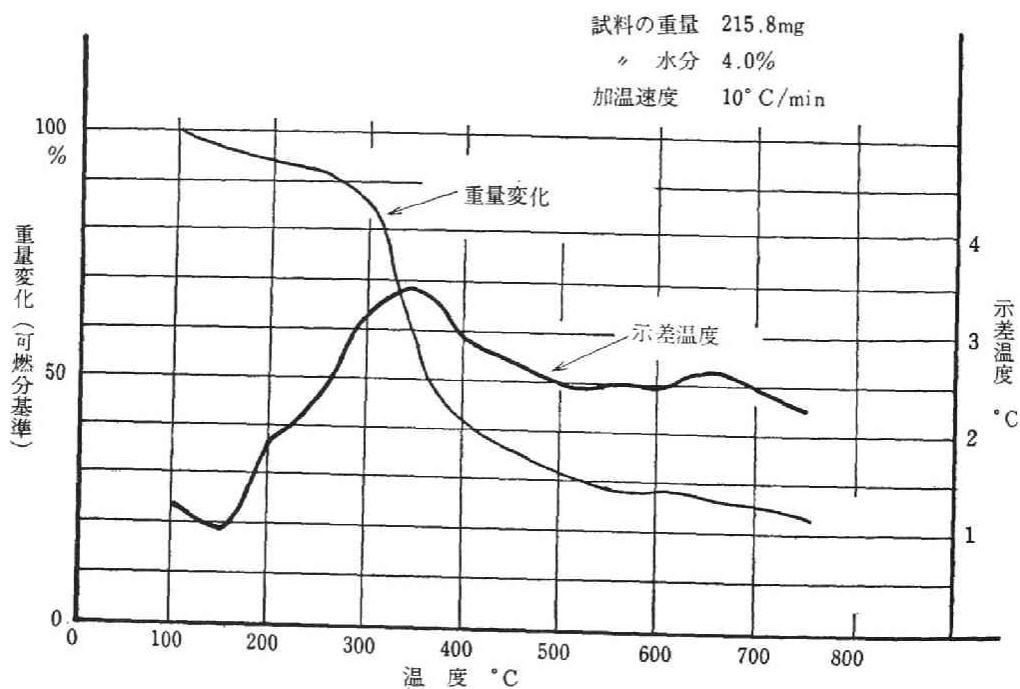


図 3 - 7 ごみの示差熱分析 (窒素ガス中)

(2) 熱分解ガス成分に関する研究

(1) セルロース

セルロース物質の熱分解生成物を知ることは、セルロース物質の燃焼現象を理解するためにも重要であるが、それと同時に、燃焼ガス中に含まれる未燃ガスの性状を知る上でも重要である。そこで、ここでは従来数多くの研究者が行ってきた、純セルロース物質の熱分解生成物に関する研究を少しとりまとめてみる。

まず、空気を断ってセルロース物質を徐々に温度を上昇させて熱分解させた場合、分解ガスの発生量とガス成分などを調べた例としては、たとえば図 3-8 に示すようなものがある。⁶⁶⁾ その他、種々の木材について同様な実験を行った例があるが、⁶⁷⁾ その結果は、若干リグニンなどの影響がみられる以外は、ほぼ同様である。

一方、セルロースの熱分解ガスについて、もう少しきめ細かく分析を行った例を次に示す。

^{61) 68)} Schwenker らは、セルロースの熱分解による溜出液を、ガスクロマトグラフィーによって分析した結果、次の成分を認めている。

CO, CO₂, CH₄, C₂H₄, ギ酸, 酢酸, 酪酸, グリコール酸, メチルアルコール, ホルムアルデヒド, アセトアルデヒド, プロピオンアルデヒド, アセトン, アクロレイン, ブチルアルデヒド, メチルエチルケトン, グリオキサール, フルフラール, 5・ヒドロキシメチルフルフラール, レボグルコサン

⁶²⁾ F. H. Holmes らによれば、コットンセルロース (cotton cellulose) の 418°C 真空中の熱分解で、熱分解の主たる生成物は、室温で可燃性タール (約 70%) と揮発成分および炭素性残渣である (約 5~20%) に分かれるが、揮発成分の大部分は水であり、他に CO などが存在する。

一方、タールは有機物の混合物であり、主成分はレボグルサンで、タール中には 50~80% も検出され、他の成分は、酸およびカルボニル化合物であったといわれる。

^{69) 70)} また S. B. Martin は、セルロースの着火機構と熱分解生成物の関係を

研究する中で、このセルロースの熱分解生成物を詳細に定量している。この分析実験は、ヘリウム中で行い、輻射強度およびそのばく露時間を変えることによって、熱分解生成物がどの様になるかを調べているもので、これらの分析結果から、セルロースの熱分解生成物も、その受ける熱量および熱分解の段階によって異なることがわかる。低温での熱分解では、その生成物は水、CO₂、COなどの最終酸化物に近いものが多い。これは、高温の熱分解の初期段階でも見られる生成物である。この時の分解反応は、恐らく脱水反応がまず起るのであろうと推定される。さらに、高温の熱分解の後期にはレボグルコサン、アセトアルデヒド、アクロレイン、エチレン、水素などが生成している。

セルロースの熱分解により、多量のレボグルコサン(図3-9参照)が得られるが、このレボグルコサンを常圧で熱分解すると、セルロースの熱分解により得られるものと同様な分解生成物が得られることから、レボグルコサンはセルロースの熱分解における一次分解生成物の1つであると推定⁸⁹⁾される。そして、水素、メタン、エタン、エチレンなどは、これらの一次分解生成物が高温の(char)の層内でさらに分解して生成した二次分解生成物と見なされる。
チャー

タール
また、発生する(tar)⁷¹⁾について、その成分の分析を行った例は少ない。F.H. Holmesらは、木綿(cotton)の熱分解で生成するtarについて分析をしているが、その結果も、やはりリボグルコサンが非常に多かったと報告している。

以上のような熱分解生成物の推定結果は、Madorsky⁷²⁾らの実験結果によってもよく裏づけられている。

○ セルロースの炭化生成物

セルロースの熱分解によって黒色の炭化物が残留するが、これをcharと呼ぶ。これは、一般には無定形炭素と考えられているが、その結晶構造や成分も炭化条件によって種々の形態をとる。Riley⁷³⁾らは、400°Cと700°Cのセルロース炭の炭素結晶網の平面模型を、図3-10のように考えている。

チャー

また、Holmes⁷⁴⁾やBacon⁷⁵⁾らのセルロース(char)のX線回析によれば、ほとんど結晶状の構造はなくなっていて、熱分解により、celluloseの細かい結晶部分も完全に破壊されていて、charは不飽和の炭化水素もしくは芳香族系の特質から成立していると推定される。

(ロ) プラスチック

プラスチックの熱分解生成物に関する研究は、従来の純化学的な面以外に最近では、防災面とくに火災時に発生するプラスチック製品からの有害ガスについて⁷⁶⁾⁷⁷⁾の研究、あるいは、廃プラスチックの再生利用、資源化の面からも多⁸⁵⁾⁷⁸⁾⁷⁹⁾方面において行われてきている。

ここでは、各種のプラスチックの中で、前述したように、代表的な4種のもの、すなわちポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレン、ポリ塩化ビニルにつき、熱分解条件(温度、雰囲気など)によって生成ガス、特に低級炭化水素の発生率がどのように変化するかを、若干の実験と文献調査によって整理し、都市ごみ中のプラスチックの焼却処理及び熱分解処理に関する基礎的な資料とした。

○ 熱分解ピペッターによる定性実験

ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレンの3種のプラスチック・ペレットを、約2~3mgだけヘリウムガス中で30秒間900°C~500°Cでピペッター内で熱分解させ、ガスクロマトグラフィーによって低級炭化水素の定性分析を行ってみた。その結果のうち、900°Cおよび700°Cの値を表3-8に示すが、ここでいうピーク高さとは、チャートに表われたピーク高さを感度補正し、もとの試料量で除したものである。したがって、分解ガスの絶対量は不明ではあるが、どのような分解ガスが発生し、また分解速度によって発生ガス量がどのように変化するかは、知ることができる。

この結果、各プラスチックとも分解温度が高くなるにつれて、生成分解ガスは高級炭化水素から低級炭化水素へと移行することが見られる。ポリエチレンとポリプロピレンとは、分解生成ガスの性状、発生量ともによく似ていること、また、ポリスチレンその他は分解ガスの生成が少ないことなどが明

らかになった。

さらに定量的な検討は、文献調査により表 3-10 に示すように整理したが、これから熱分解ガスの成分は、分解温度、雰囲気などの熱分解条件によって大きく左右されることがわかる。

(イ) 都市ごみ

都市ごみを熱分解した場合、どのような分解ガスが発生するかを知るために、簡単な熱分解実験を行ってみた。実験装置は図 3-11 に示すようなもので、小型電気炉内に窒素ガスを定量流し、炉内が所定温度に安定したとき、試料の都市ごみを炉内に封入し発生した分解ガスを、ガスサンプラーに採取し、ガスクロマトグラフィーにて定性・定量分析を行った。実験に用いた試料の都市ごみ組成は、表 3-7 と同じものである。

こうした分析の結果を表 3-9 および図 3-12、図 3-13 に示す。分解ガス中に低級炭化水素のメタンやエタンの発生が確認され、これらは分解雰囲気温度が高くなるほど多くなる傾向がみられる。この分解ガス中には、測定外ではあったが H_2 、 CO 、 CO_2 ガスが多く含まれていたものと考えられ、低級炭化水素の発生量はさほど多くない。

次に都市ごみの熱分解ガスについての分析例、および都市ごみを構成する各製品についての熱分解発生ガスの分析例を、低級炭化水素を中心に整理してみたものを表 3-10 に示す。

これらの資料から、 $600^{\circ}C$ 以上の高温域での各種の有機物質の熱分解ガス組成は、ほとんどが CO_2 、 H_2 、 CH_4 、 CO 、 C_2H_2 で占められていることがわかる。

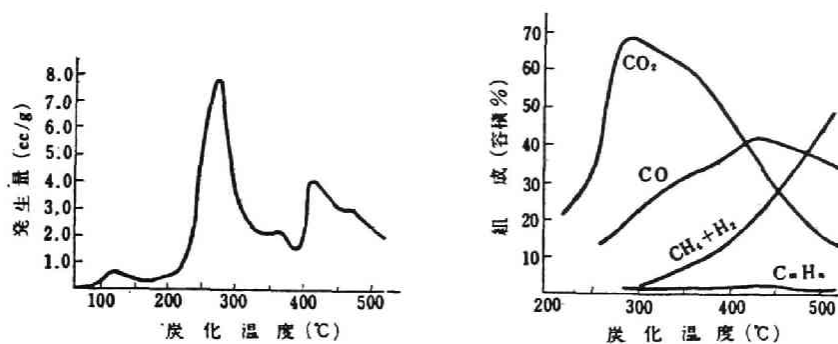


図 3-8 ロ紙のセルロースの熱分解ガス⁶⁸⁾

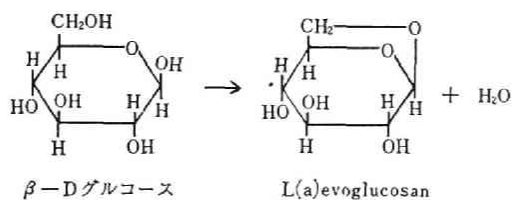


図 3-9 レボグルコサン

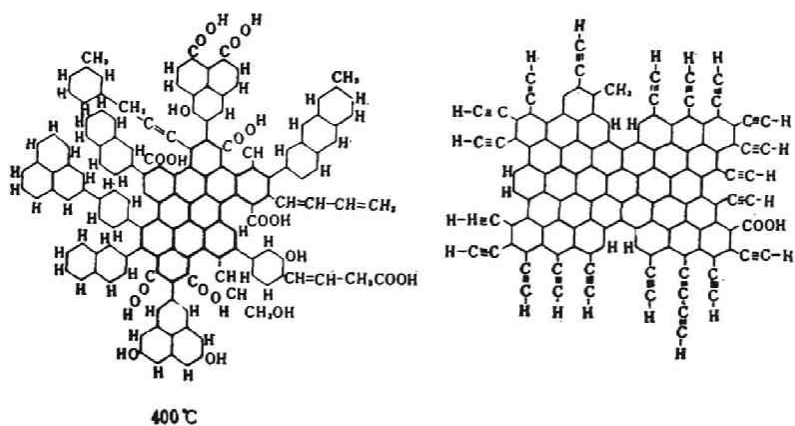


図 3-10 セルロース炭の炭素結晶網平面模型⁷³⁾ (Riley)

表 3-8 各種プラスチックの熱分解ガス（低級炭化水素のみ）
の分解温度による変化

数値はピーク高さの比

分解温度	ポリエチレン		ポリプロピレン		ポリスチレン	
	910°C	690°C	920°C	690°C	920°C	700°C
メタン	460.8	14.86	323.04	25.82	68.57	5.71
アセチレン	17.9	35.43	22.86	25.82	4.38	11.20
エチレン	140.8	103.62	91.43	33.45	17.40	
エタン	10.1	5.33	2.29	5.09	1.33	
プロピレン		8.37		17.82		

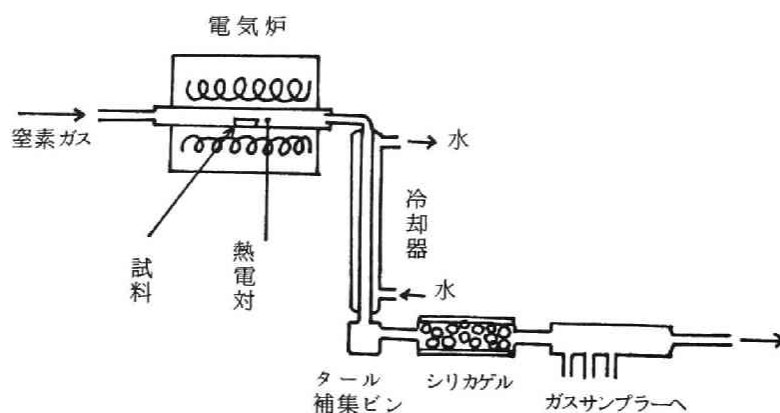


図 3-11 熱分解実験装置

表 3-9 ごみの可燃中の揮発分のガスクロマトグラフによる定性・定量分析の結果例（窒素ガス中で熱分解を完全に行なわせた場合）

熱分解の温度	可燃分量	固定炭素量	揮発分量	(タール)+(H ₂ O)	CH ₄	C ₂ H ₄	C ₂ H ₆
400°C	472mg 100 %	56mg 11.9 %	416mg 88.1 %	86mg 15.2 %	6.454mg 1.4 %	2.468mg 0.52 %	2.965mg 0.63 %
610°C	397mg 100 %	27mg 6.8 %	370mg 93.2 %	77mg 19.4 %	24.71mg 6.2 %	38.63mg 9.7 %	12.69mg 3.2 %

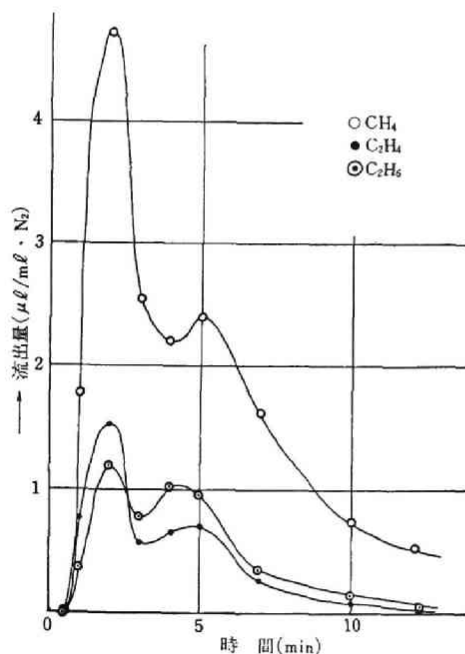


図 3-12 ごみの熱分解ガスの流出曲線（400°Cの場合）
（窒素ガス気流中）

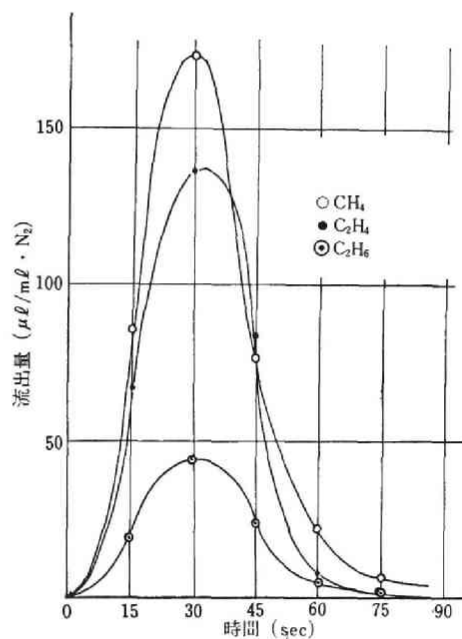


図 3-13 ごみの熱分解ガスの流出曲線（610°Cの場合）
（窒素ガス気流中）

表 3 - 10 都市ごみおよび各種

物質名	試料条件								熱分解条件	熱分解温度 ℃	
都市ごみ	組成(%)								密閉容器内 (レトルト) ヘリウムガス 置換後	480	
	紙	草木	木片	ばろ	ゴム	プラス チック	厨芥	水分		650	
	50.4	12.25	7.96	3.82	5.08	0.32	0.40	19.77		820	
										930	
	紙	草木	木片	繊維	ゴム・プ ラスチック	厨芥	ガラス 石	金属	流動層 不活性ガス	770	
	48.7	6.9	2.1	0.7	2.8	11.1	16.6	11.1			
新聞紙	揮発分 76.3%								密閉容器 (レトルト)	500→900	
	固定炭素 11.7									750	
	灰分 12.0									900	
新聞紙									N ₂ ガス中		
	水分	揮発分	固定炭素	灰分	H	C	N	O	S	密閉容器内 (レトルト) 60分	~816
雑誌紙	4.11	66.39	7.03	22.47	4.7	31.6	0.07	37.0	0.09		~816
野菜くず	5.43	73.31	16.37	4.89	5.9	44.3	1.68	37.6	0.20		~816
おがくず					0.97	6.5	47.2				830
動物性脂肪					0.34	11.8	77.8				760
ゴムタイヤ					4.40	7.2	78.1				740
下水スラッジ					62.95	2.2	18.4				770
塩化ビニール					0.15	5.3	41.2				810
									真空中	400	
ポリエチレン	高密度ポリエチレン								N ₂ ガス中	500	
										600	
										700	
ポリプロピレン	分子量 50,000~100,000								真空中 30分	400	
										500	
										800	
										1200	
ポリスチレン	分子量 230,000								真空中 30分	400	
										500	
										800	
										1200	

物質の熱分解ガス成分（文献値）

生成物 (%)				ガス成分 vol%, ()はwt%										文献	
タール	酸・水	炭化物 char	ガス	炭酸 ガス CO ₂	一酸化 炭素 CO	水素 H ₂	メタン CH ₄	アセチ レン C ₂ H ₂	エチレン C ₂ H ₄	エタン C ₂ H ₆	プロピ レン C ₃ H ₆	プロパン C ₃ H ₈	その他		
61.08		24.71	12.33	44.77	35.50	5.56	12.43		0.45	3.03				80)	
59.18		21.80	18.64	31.78	30.49	16.58	15.91		2.18	3.06					
59.67		17.24	23.67	20.59	34.12	28.55	13.73		2.24	0.77					
58.70		17.67	24.36	18.31	35.25	32.48	10.45		2.43	1.07					
				15.78	24.76	44.47	6.96	4.97	1.49	0.66		0.91		81)	
2.2	55.8	9.3	26.7	11.41	21.54	44.47	13.15		4.67	1.30	1.32	<0.01	ブタン 0.08	ペンテン 0.60	82)
1.2	55.0	11.5	23.7	18.44	15.57	30.86	22.57		7.56	2.05	1.53	<0.01	0.01	0.87	
0.2	47.8	7.7	39.5	11.42	18.16	51.91	12.66		4.68	0.14	0.32	<0.01	0.44	0.20	
				46.1	38.1	5.4	7.5	炭化水素として				1.4			83)
12.0	33.2	28.1	25.3	22.9	30.1	15.9	CH ₄ +C _n H _m として				21.5		O ₂	N ₂	84)
9.9	30.7	28.5	29.9	21.2	29.5	22.0					20.8		1.3	8.3	
				30.0	27.0	17.8	"				16.9		0.9	7.4	
				33.4	28.9	4.8					18.7		2.0	11.7	
				36.7	20.9	14.0					21.0		1.0	6.4	
				12.13	43.79	29.32	11.04	3.12	0.36	0.36					81)
				27.63	14.72	11.57	18.12	25.05		2.91					
				15.33	5.67	33.81	29.09	12.94		3.17					
				22.88	15.57	47.01	11.22	3.12		0.21					
				19.06	20.76	41.02	14.51	4.02	0.21	0.43					
脱塩酸後						<0.1	<0.1		16.6	7.6	15.1		ベンゼン 16.6	その他 43.9	85)
						(8)	(22)		(15)	(18)	(3)	(8)		(26)	86)
						(14)	(22)		(13)	(17)	(3)	(8)		(23)	
						(20)	(24)		(13)	(18)	(2)	(8)		(15)	
タール・水 79.2%							(0.5)		(1.4)	(1.4)	(2.9)	(2.4)		(91.3)	87)
82.4									(2.3)	(1.7)	(2.3)	(3.4)		(90.3)	
29.6						(0.1)	(0.6)		(8.5)	(1.0)	(25.4)	(3.3)		(65.8)	
31.7						(0.6)	(14.1)		(27.8)	(1.3)	(18.4)	(0.9)	ベンゼン (4.2)	(38.9)	
43.3												スチレン (88.2)	(4.0)	(7.8)	
38.6												(83.2)	(0.8)	(15.5)	
22.8									(2.1)			(61.5)	(2.1)	(34.3)	
33.6						(0.2)			(7.5)			(61.9)	(10.7)	(19.7)	

参考文献

- 40) 東京都清掃研究所「東京都清掃研究所研究報告」昭46～昭49年度
(1971～1974)
- 41) 東京都清掃研究所「ごみの性状」1970
- 42) 中川弘, 小西和也, 他「四分法分割によるごみ質の簡易分析法」都市と
廃棄物 Vol. 4, № 7 (1974)
- 43) 舟阪渡編「燃料分析試験法」P. 89 南江堂(昭43)
- 44) J.C. Macrae 「An Introduction to the study of Fuel」
P. 64, Elsevier Publising Company (1966)
- 45) 平山直道「燃焼工学概論 I. II」日本環境衛生センター講習会テキスト
P. 25 (1970)
- 46) 梅沢浩二, 大江三喜男, 伊藤正次郎, 恩田敏雄, 小倉春夫, 鹿田幸雄
「東京都区内のごみ質の調査結果について」(昭47年度), 昭和47年
度 東京都清掃研究所研究報告 P. 6 (1975)
- 47) F.J. Kilzer 「Thermal Degradation」XVIII Degradation of
Cellulose and its Derivatives High polymers vol. V
Part V, P. 1015 Wiley Interscience (1971)
- 48) 万木正, 岩田ひろ, 大態直男「セルロースの熱分解」日本化学会誌 № 4
P. 733 (1975)
- 49) F. Shafizadeh 「Industrial Pyrolysis of Cellulosic
Materials」Applied polymer Symposium № 28, P. 153 (1975)
- 50) M.M. Tang, R. Bacon 「Carbonization of Cellulose Fibers
I Low Temperature Pyrolysis」Carbon, Vol. 2, P. 211 (1964)
- 51) D.L. Wilson 「Prediction of Heat of Combustion of Solid
Wastes from Ultimate Analysis」Enviromental Science &
Technology, Vol. 6, № 13, P. 1119 (1972)
- 52) 春山鴻, 高月紘「セルロースの燃焼(1)」環境技術 Vol. 2, № 8, P. 564
(1973)

- 53) 秋田一雄「木材の発火機構に関する研究」消防研究所報告 Vol. 19,
No. 1, No. 2 (1959)
- 54) 右田伸彦, 米沢保正, 近藤民雄編「木材化学」下 共立出版 P. 67,
(1968)
- 55) W. Sandermann, H. Augustin「Chemische Untersuchung des
Zersetzungsablaufs」Holz als Roh-und Werkstoff Vol. 22,
P. 377 (1964)
- 56) W. K. Tang, W. K. Neill「Effect of Flame Retardants on
Pyrolysis and Combustion of α -Cellulose」Jour. of Pol-
ymer Science, Part C, No. 6, P. 65 (1964)
- 57) P. L. Blackshear, Jr., K. A. Murty「Heat and Mass Tra-
nsfer to, from, and within Cellulosic Solids Burning in
Air」10th, Symp. on Comb. P. 911 (1965)
- 58) F. L. Browne, W. K. Tang「Thermogravimetric and Diffe-
rential Thermal Analysis of Wood and of Wood Treated
with Inorganic Salts During Pyrolysis」Fire Research
Abstracts Revs. Vol. 4, P. 76 (1962)
- 59) N. Berkowitz, Fuel Vol. 36, P. 355 (1957)
- 60) I. A. Breger, W. L. Whitehead, Fuel Vol. 30, P. 247 (1951)
- 61) R. F. Schwenker, E. Pacsu「Chemically Modifying Cellu-
lose for Flame Resistance」Ind. Eng. Chem. Vol. 50, No. 1
(1958)
- 62) F. H. Holmes, C. J. G. Shaw「The Pyrolysis of Cellulose
and the Action of Flame-Retardants I Significance and
Analysis of the Tar」J. Appl. Chem. Vol. 11, P. 210 (1961)
- 63) 秋田一雄「プラスチックの燃焼性の比較」工業材料 Vol. 14, No. 1
P. 25 (1966)
- 64) 本多淳裕, 井上三郎, 山田浩一「プラスチック廃棄物の燃焼特性とその

- 焼却方法」用水と廃水 Vol. 15, № 6, P. 3 (1973)
- 65) 山田浩一, 福山丈二, 本多淳裕「プラスチック廃棄物の熱分解処理」
用水と廃水 Vol. 15, № 6, P. 18 (1973)
- 66) 及川浩, 燃焼協会誌 Vol. 27, P. 99 (1948)
- 67) 栗山旭, 67回林学大会講演集 P. 347 (1957)
- 68) R. F. Schwenker, L. R. Beck 「Study of the Pyrolytic Decomposition of Cellulose by Gas Chromatography」 Jour. of Polymer Science : Part C № 2, P. 331 (1963)
- 69) S. B. Martin 「Diffusion Controlled Ignition of Cellulosic Materials by Intense Radiant Energy」 10th. Symposium (International) on Combustion, P. 877 (1965)
- 70) S. B. Martin, R. W. Ramstad 「Compact Two-Stage Gas Chromatograph for Flash Pyrolysis Studies」 Anal. Chem. Vol. 33, № 8 (1961)
- 71) G. A. Byrne, D. Gardiner, F. H. Holmes 「The Pyrolysis of Cellulose and Action of Flame-Retardants II Further Analysis and Identification of Products」 J. Appl. Chem. Vol. 16, P. 81, (1966)
- 72) S. L. Madorsky, V. E. Hart, S. Straus 「Thermal Degradation of Cellulosic Materials」 J. of Research Natl. Bureau. of Stand. Vol. 60, № 4, P. 343 (1958)
- 73) H. L. Riley, J. Soc. Chem. Ind. Vol. 58, P. 391 (1939)
- 74) R. Bacon, M. M. Tang. 「Carbonization of Cellulose Fibers - II Physical Property Study」 Carbon, Vol. 2, P. 221 (1964)
- 75) 美馬宏三, 国岡越郎, 越英夫「高分子物質の分解生成物とその有害性」安全工学 Vol. 6, № 3, P. 229 (1967)
- 76) H. N. MacFarland, K. J. Leong 「Hazards from thermodecomposition of plastics」 Arch Environ. Health 4.(6) P. 591 (1962)

- 77) 守川時生「くん焼時におけるアクロレインとホルムアルデヒドの発生」
日本火災学会論文集 Vol. 26, № 1, P. 1 (1976)
- 78) 厚生科学研究「都市ごみ中のプラスチックの処理・処分に関する研究」
都市と廃棄物 Vol. 3, № 5 ~ № 12 (1973)
- 79) J. L. Cox, E. J. Hottman, R. W. Hottman, W. G. Willson,
J. A. Roberts, D. L. Stinson 「Gasification of Organic
Waste」 Preprints. Sym. Natl. Meeting. Am. Chem. Soc. Div.
Fuel Chem Vol. 18, № 1, P. 1~4 (1973)
- 80) D. A. Hottman, R. A. Fitz 「Batch Retort Pyrolysis of
Solid Municipal Wastes」 Enviromental Science & Tech-
nology Vol. 2, № 11, P. 1023~1026 (1968)
- 81) R. S. Burton III, R. C. Bailie 「Fluid Bed Pyrolysis of So-
lid Waste Materials」 Combustion, Feb, P. 13~19 (1974)
- 82) 建設産業調査会「廃棄物の処理と再利用」米国鉱山局 (1970) Data
P. 90 (1973)
- 83) T. C. Olsen, G. E. Ferguson, L. Schefflan 「Gases from Ther-
mal Decomposition of Common Combustible Materials」
Ind. Eng. Chem. Vol. 25, № 6 (1933)
- 84) E. R. Kaiser, S. B. Friedman 「The Pyrolysis of Refuse
Components」 Combustion, May P. 31~36 (1968)
- 85) R. R. Stromberg, S. Straus, B. G. Achhamer 「Thermal deco-
mposition of Polyvinyl chloride」 J. Polymer Sci 35,
P. 355 (1959)
- 86) 右動四郎, 阿部雄二, 岩崎精夫, 四十万利之, 斎藤裕良「プラスチック
廃棄物の燃焼に関する研究」三菱重工技報 Vol. 18, № 2, P. 149 (1971)
- 87) S. Straus, S. L. Madorsky 「Pyrolysis of some Polyvinyl
Polymers at temperatures up to 1200°C」 J. Reserch. Natl.
Bur. Standards. 66, A (5) P. 401 (1962)

第4章 ごみの燃焼機構に関する研究

現在の機械式都市ごみ焼却炉のほとんどは、ストーカ（火格子）形式であり、その概略の炉断面図は図4-1に示すようなものである。前述したようにストーカ自身の形状、駆動方式はさまざまであるが基本的な燃焼形式は次のように考えられる。すなわち、ある傾きをもつストーカの上端部に都市ごみを横込めし、その都市ごみを何らかの方式にてストーカ上を攪拌移動させつつ燃焼させるもので、燃焼用の一次空気はストーカの下部よりストーカのすき間を通し供給する形がとられる。このときのストーカ上のごみ層の変化を模式図的に示すと図4-2のようにつけよう。このストーカ上での都市ごみの燃焼機構を明らかにすることが本章の目的であるが、都市ごみという複雑な組成をもつ物質の燃焼機構を完全に定量化し数式化することは、現段階では非常に困難な問題である。

そこで、本章では、都市ごみを燃料的に高含水率のセルロース物質とプラスチックとの混合物と想定してモデル化し、まずセルロース物質である紙や木材の燃焼機構ならびに各種プラスチックの燃焼機構について、特に燃焼速度や熱移動速度と含水率、密度との関係を中心に実験的に検討を加え、ついで実際の都市ごみについて、実験炉にて同様な燃焼実験を行い、合せて都市ごみのストーカ上での燃焼機構の定量化への基礎的な知見を得ようと試みた。

以上のような観点から、本章においては、前章と同様に研究対象物質を(1)セルロース、(2)プラスチック、(3)都市ごみの3つに分け、各々につきその燃焼機構を従来の研究による知見ならびに、燃焼速度や熱移動速度に関する一連の実験結果を、まだ非常に定性的な段階ではあるが一応整理している。

なお、最後にこれらの実験室規模の実験と平行して行ったパイロットプラントによるプラスチック専焼、および都市ごみとプラスチックとの混焼の実験成果も合せて報告する。

4-1 セルロースの燃焼機構に関する研究

セルロース物質の燃焼機構に関する研究は、我国においても古くは、鈴木、¹¹⁰⁾金原らの研究から見られるが、セルロース物質の燃焼は単なる気体や液体の燃焼とは異なり、まず固体への熱移動からはじまり、熱分解ガスの発生、さらには、この分解ガスと酸素との気体燃焼反応や固定炭素の固体表面燃焼とが生じ、非常に複雑な熱と物質との同時移動現象であるため、各分野において、現在もなお基礎的な研究がなされている。

このセルロース物質の燃焼に対する研究方向については、各分野においてそのアプローチの方法が異なり、従来、おおむね次の3つの方面においてセルロースの燃焼研究が行われているようである。すなわち、

(イ) 火災、消防の分野での研究

ここでの研究は、1つには、森林の火災現象の基礎研究であり、主として試料のセルロース物質を大型木片とし、試料の大きさ、形状や間隔、それに風向きなどをパラメーターとして火災の大きさ、燃焼部から未燃焼部への火災の伝播、火面進行方向への熱移動の問題などを取扱っている。¹¹¹⁾¹¹²⁾

したがって、これらの研究分野では、マクロな実験的研究が多い。

一方、同じく消防火災の基礎研究として、小さな木片などを試料に、種々の雰囲気下でのセルロース物質の着火機構や燃焼速度を研究している研究者も数多い。¹¹³⁾¹¹⁴⁾¹¹⁵⁾

(ロ) 固体の燃焼の物理・化学的な現象の研究

応用的な面では先に述べた防災面の基礎研究と言えるが、むしろ燃焼に伴う熱移動の問題を一つの物理・化学的な現象として研究対象に取らえ、その具体的な燃焼対象物としてたまたまセルロース物質を取扱っている場合がこれに相当する。現在までのところ熱分解中のセルロース物質中の熱移動現象に関する研究が多い。¹¹⁶⁾¹¹⁷⁾

(ハ) 固体廃棄物の焼却処理の分野

この分野からのセルロース物質の燃焼研究は、研究者も数少なく、歴史も浅いが都市ごみ焼却炉の設計に関連し、含水率の高いセルロース物質の

燃焼機構，および焼却処理と燃焼ガス成分との関係がその中心的な課題となっている。¹¹⁸⁾¹¹⁹⁾

さて，以上の各分野でセルロース物質の燃焼機構に関する研究が今なお行われているわけであるが，今，都市ごみのモデルとしてのセルロース物質の燃焼条件を考えると1つには，セルロース物質が高含水状態（50％前後）であること，また1つには，いきなり焼却炉内という高温な雰囲気温度（600～900℃）にさらされて燃焼すること，など従来の研究ではほとんど例のない，やや特殊な燃焼条件である。したがって，このような燃焼条件でのセルロース物質の燃焼機構を明らかにしようとする場合，従来の研究成果を参考にしつつも，やはり，この特殊な燃焼条件の下での新たな実験がどうしても必要となる。

以下，セルロースの燃焼機構に関し，できるだけ上記の特殊な燃焼条件に焦点をしばらくつつ研究成果をまとめてみる。

(1) セルロース物質の着火に関する考察

セルロース物質の燃焼に先だつ着火現象に関しては，従来，防災面の基礎研究として，D. L. Simms¹²⁰⁾をはじめ数人の研究者によって継続的に研究がなされている。我国においては，秋田一雄¹¹³⁾¹²¹⁾の精力的な研究が著名である。

セルロース物質の着火（Ignition）は，その機構によって次の3つに大別される。

発火（Spontaneous-Ignition）……高温領域において物質が加熱を受けた時，自ら発火する場合。

引火（Piloted-Ignition, Kindled-Ignition）……高温領域において，口火にもとづいて起る発火を言う。

自然発火（Self-Ignition）……低温領域で，内部発熱の蓄積にもとづいて起こる発火。

セルロース系の廃棄物の処理において，焼却処理として直接的に関連するものは，発火（Spontaneous Ignition）もしくは引火（Piloted Ignition）である。低温領域の自然発火（Self-Ignition）は，火災の原因の1つとして重要

なものであるが、廃棄物の焼却処理には直接的には関連はない。むしろ、廃棄物の埋立や堆積時の発火防止の面で興味ある現象といえる。

さて、一般にセルロース物質の代表である木材などは、 500°C 前後に加熱されると発火することは、古くから経験的に知られているところである。しかしながら、この着火現象も詳細に見ると、物質の性状（形状や物性）、加熱状態によって、着火に要する時間は著しく異なっている。（図4-3参照）

ここでは、現在までにセルロース物質の着火について、種々の研究者によって明らかにされたことがらを、簡単に整理してみようとする。

(イ) 発火 (Spontaneous Ignition)

まず、発火については、各研究者の間で、発火の支配因子は、表面温度であるという見方が、現在大勢を占めている。古くは、¹²²⁾ Bamfordらの研究において、木材などのセルロース物質の発火は、加熱されたときに表面から発生する熱分解ガスの発生量に支配されるという考え方を導いていたが、現在では、種々の実験と理論解析とから、発火は対象であるセルロース物質の形状にはあまり関係なく、その表面温度がある一定温度に達したときに生ずることが明らかになってきた。これらのセルロース物質の着火機構の研究は、ほとんどがその研究方法は類似している。すなわち、対象セルロース物質（多くは木材について）を平板もしくは半無限の固体とみなし、これに固体内の熱伝導方程式を仮定し、さらに実験を行って、その固体内温度測定値と比較して、種々の知見を得る方法である。¹¹³⁾ 秋田は、この熱伝導方程式に最も単純な形を仮定し、この式をもとに、実測値から木材の発火時の表面温度は、雰囲気温度一定の場合に 495°C 、また輻射加熱（強度 $15\text{ cal/cm}^2\cdot\text{sec}$ ）の場合に 498°C という値を算出している。

一方、¹¹⁵⁾¹²³⁾ Simmsも同様な熱伝導方程式から、輻射を受けた木材が発火する時の表面温度は、輻射強度が $1\sim 14\text{ cal/cm}^2\cdot\text{sec}$ の範囲で 525°C という値を導いている。

しかし ¹¹⁴⁾¹²⁴⁾ Martin は、輻射強度が $5\sim 20\text{ cal/cm}^2\cdot\text{sec}$ の範囲で、 α -cellulose の平板の発火の表面温度を、直接赤外線光高温計 (Infrared Pyrometer)

を用いて測定しているが、この測定では表面温度は600～650℃であると報告している。これはまた、W. D. Weatherford¹²⁵⁾らの数値計算によっても支持されている。

このように研究者によって、セルロース物質の発火時の表面温度が異なるのは、数値解析の諸パラメーターへの採用した物性値の差異や、実験条件の差異なども考えられるが、Simms¹²³⁾によれば、輻射加熱の場合、この差異は各研究者の実験で受熱面積が異なるためであると説明しているし、また、Andersen¹²⁶⁾は、試料片への受熱された輻射エネルギー量によって、発火表面温度が異なるとしている。

いずれにしても、木材などのセルロース物質の発火に関しては、加熱方法が決まればその他に発火エネルギーを与えるものがないので、その物体の形状や内部温度にあまり関係なく、その表面がある一定温度に達した時にはじめて発火すると言えよう。秋田¹¹³⁾は、この温度は、とりもなおさず加熱によって発生する分解ガスの可燃性混合気の発火温度であろうと説明している。

また、物質の発火性と密度との関係は、加熱エネルギーが一定の場合、密度が小さいものほど熱伝導率が小さくなり、表面温度の上昇に好都合となり、発火しやすいことも認められている。

(ロ) 引火 (Piloted Ignition)

引火の場合、着火エネルギーとして、物質表面温度より高い口火(火炎もしくは、放電火花)があるので、物質の着火の条件は表面近くに放出される熱分解ガスの量と質に強く依存している。もちろん、口火(pilot flame)の位置や空気(特に酸素)との混合状態によっても、引火は大きく左右される。

したがって、一般的な引火温度を定めることはできない。極端に言えば、セルロース物質の熱分解温度以上で、分解ガスの逸散を少なくして長時間おけば、どの温度でも、いずれは着火することになるからである。しかしながら、同条件下で加熱を行う場合、口火はあるときとないときでは、口

火のある方が早く着火することは事実である。

Simms¹²⁷⁾ は、木片を $0.25 \sim 1.50 \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$ の範囲で、ガスの炎による輻射加熱を行い、口火 (pilot flame) を木片表面より 1.25 cm の位置に設定した場合の引火の状況を研究している。これによると、木片の種類によって若干の相違はあるが、引火時の表面温度は平均 340°C であった。一方、pilot flame の位置を表面から序々に離すと、離れるにつれて引火時の表面温度は高くなる結果となっている。

また、W. D. Weatherford¹²⁵⁾ らの引火の実験結果でも、表面温度は 350°C という値を得ている。

なお、Simms によれば、木材の小片に対して引火を起こす輻射強度の最小の値は、 $0.31 \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$ であり、発火の最小輻射強度は、 $0.74 \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$ である。

以上、引火や発火に関し、表面温度に焦点を合せてきたが、実際にセルロース物質の表面で発火するものは、セルロース物質の熱分解ガスである。この分解ガスについては、すでに前章でのべたが、着火に関与する分解ガスは、水素や一酸化炭素などの初期の分解ガスよりは、むしろアルデヒド、ケトン、エステルなどの炭化水素が重要な役割をはたし、着火時はそれらのガスの理論比より低い濃度で発火するといわれている。

(イ) 水分がセルロースの着火に及ぼす影響

セルロース系の廃棄物の焼却処理においては、対象物が水分を多く含んでいる場合が多い。したがって、着火に及ぼす水分の影響を見ることも興味のある事柄である。

そこで筆者等は、粉碎したろ紙 (JIS 9 mesh, 径 2.0 mm の篩を通したもの) を対象に、水分を湿ベースで 0% 、 20% 、 40% 、 60% と変化させ、石英カゴ (肉厚 2.0 、中 $30^\circ \times 20^\circ$) に入れ、雰囲気温度を 400°C 、 500°C 、 600°C 、 700°C に設定した電気炉に挿入し、発火までの時間を測定した。この実験装置の概略は図 4-6 に示す。その結果は表 4-1 に示すとおりであるが、高温域 ($600^\circ\text{C} \sim 900^\circ\text{C}$) では水分が $0 \sim 20\%$ 程

度の場合、発火の時間遅れは、ほとんどみとめられない。しかし、水分が40%を越えると、明らかに水分による発火遅れの影響が現われる。また、密度の影響は、水分が60%の場合および雰囲気温度が600℃の場合について、各々、倍の密度のものを使用したか、この密度の範囲では、その影響は顕著であった。

着火に及ぼす水分の影響については、¹²⁸⁾ Simms とも研究を行っている。木片を対象にした彼の実験においても、引火の場合、水分の影響が顕著に現われるのは、水分が40% (dry base) 以上の場合である。そして水分が60% (dry base) になると、引火に必要な輻射強度 (radiation intensity) は、乾燥したものに比して倍の値を示すと報告している。(図4-4、図4-5参照)。

水分が着火させようとする物質に含まれる場合、

- (i) 水の蒸発により高温部を冷し、^{蒸気}水の凝縮によって低温部を加熱する。
- (ii) 水分によって、その物体の熱物性 (熱伝導度や比熱など) の値が変化する。

(iii) 水の分子拡散によって、熱が直接移動する。

などの影響が考えられるが、一度大気中に放出された水分は、すなわち揮発ガス中においては、固体中に存在する場合ほど着火や燃焼に及ぼす影響を与えない。

(ii)の現象については、数人の研究者によって補正式が提案されている。^{129) 130)}

¹²⁸⁾ Simms はこれらの補正式を用いて、熱伝導方程式を解くことによって、水分を含んだ木片に対する着火現象を説明し、実験値と比較的良好一致を見だしている。この結果、水分を含んだ木片での発火時の表面温度は、乾燥状態のそれとほとんど変わることがないことを明らかにした。

しかし、一般的に水分を含んだ物質の着火ならびに燃焼に関しては、防火災面の研究者はさほど興味を示さず、実験を行っても、たかだか30%水分程度のものにとどまっている。

したがって、水分50%前後のいわゆる固体廃棄物では、しばしば現わ

れる含水率付近の着火や燃焼現象の研究は、非常に少ないのが現状である。

さて、以上、従来の研究を中心にセルロースの着火、特にその着火温度について、検討してきたわけであるが、今、都市ごみの焼却過程での都市ごみの着火現象を見てみると、都市ごみ成分中、特に引火性の強い物質がない限り、このセルロース成分がまず最初に着火している。すなわち、都市ごみの着火温度はセルロースの着火温度とほぼ等しいと考えてさしつかえない。しかし、焼却炉内での都市ごみの着火現象は先に述べた発火と引火では明確には区別できない。しいていえば、比較的口火が離れている場合のセルロースの引火現象に近いといえよう。したがって、焼却炉内の都市ごみの平均的な表面着火温度は、ほぼ400℃前後とみて大きな間違いはないと思われる。

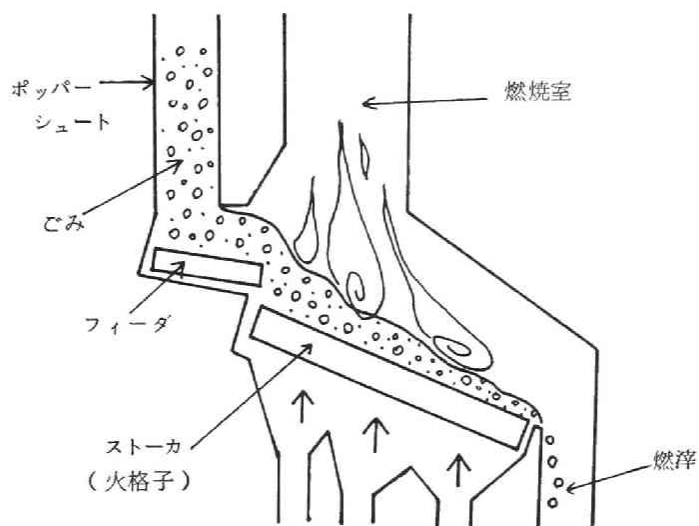


図 4 - 1 焼却炉断面図

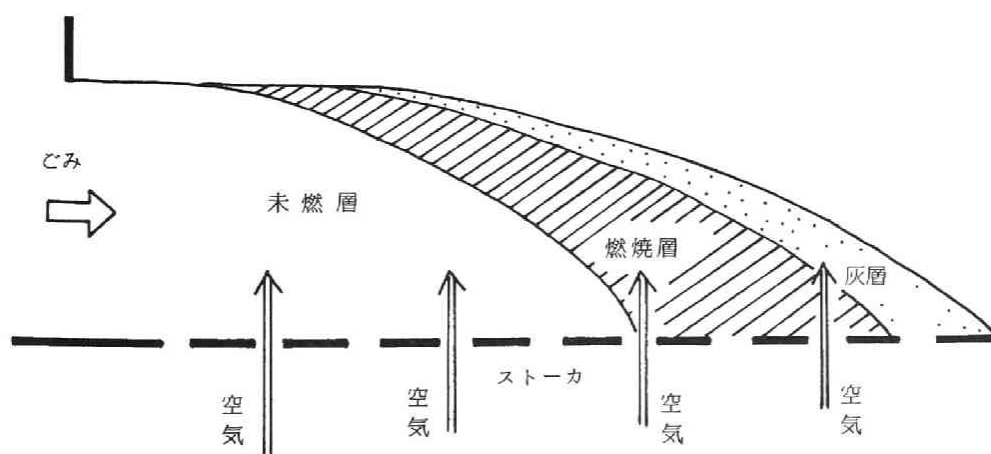


図 4 - 2 ストーカ上のごみ層の変化模式図

表 4-1 水分を含んだ粉末ろ紙の着火（発火）時間

（単位 sec）

雰囲気温度 ℃	みかけ密度 g / cm ³	水分 0 %	水分 20 %	水分 40 %	水分 60 %	
					みかけ密度	
					0.071 g / cm ³	0.142 g / cm ³
400	0.071		着火せず	着火せず	着火せず	
450	0.071	99				
500	0.071	31	63	73	102	139
600	0.071	7.0	25		65	
	0.142	13.5	16.5	42	88	
700	0.071	1.0	5.0	15	35	54
900	0.071	< 1.0	< 1.0	10.0	21.5	

みかけ密度：Dry 基準 含水率：Wet 基準

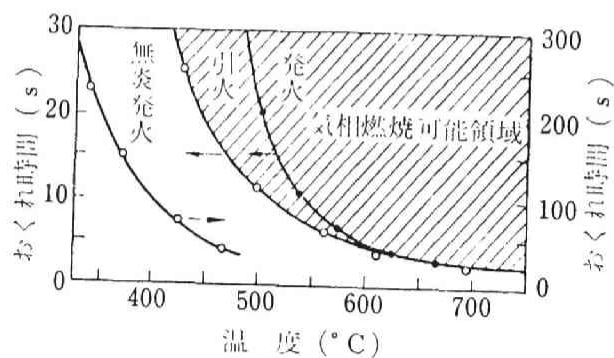


図 4-3 木材の着火形式

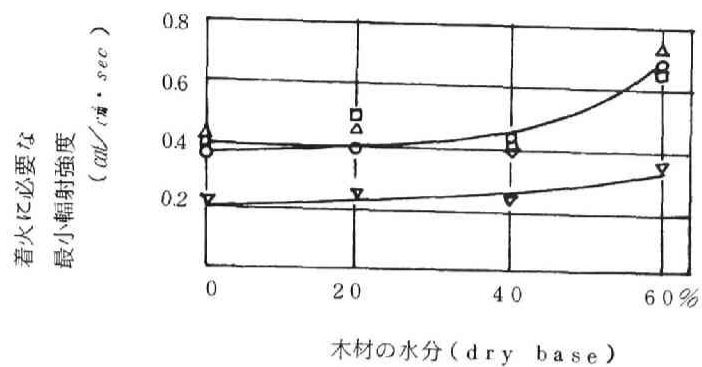


図 4-4 引火 (Pilot Ignition) の場合 ¹²⁸⁾

試料 Size

7.6 cm 角

試料名

○ European white wood

△ Columbian pine

□ Oak

▽ Firbre insulating board

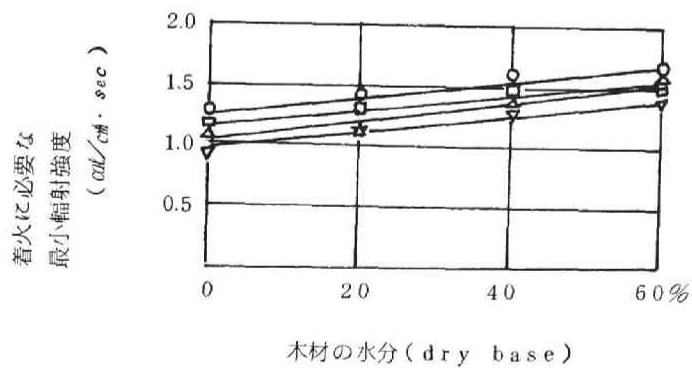


図 4-5 発火 (Spontaneous Ignition) の場合 ¹²⁹⁾

(2) 高温雰囲気におけるセルロース物質の燃焼速度に関する研究

水分を含む固体燃料の燃焼において、その燃焼速度を支配する主たる因子には、燃料の含水率(ω)、燃料のみかけ密度(ρ)、燃焼部の温度(θ)、燃焼部の酸素濃度(P_{O_2})などが考えられる。それらの因子が燃料の質量(m)の減少速度、すなわち燃焼速度($\frac{dm}{dt}$)の関数として

$$\frac{dm}{dt} = f(m, \omega, \rho, \theta, P_{O_2}) \dots \dots \dots (1)$$

の形に表現されるものと考えられるが、実際には、時々刻々変化する燃焼部の温度や酸素濃度、および未燃焼部と燃焼部との含水率や密度の変化を知ることが困難であるので、ここではこれらの内的因子を測定可能な外的因子におきかえ、この外的因子と燃焼速度とを関連づけようとする。

外的因子としては、燃料の初期質量(m_0)、燃料の初期含水率(ω_0)、燃料の初期みかけ密度(ρ_0)、炉内の雰囲気温度(θ_0)、炉内雰囲気酸素濃度($P_{O_{20}}$)をとりあげ、(1)式を

$$\frac{dm}{dt} = \phi(m_0, \omega_0, \rho_0, \theta_0, P_{O_{20}}) \dots \dots \dots (2)$$

の形で検討しようとする。

本節では、純セルロースの燃料の場合について(2)式の関係がどのようなかを、特に ω_0 、 ρ_0 、 θ_0 の変化を中心に実験的に求めてみた。

燃焼速度の測定には、直接重量測定の方法をとった。すなわち図4-6に示すような実験装置において、電気炉内の温度(雰囲気温度)を所定の温度に保ちながら、試料である粉末ろ紙を入れた透明の石英カゴ(内容積14.1cc)をすばやく注入し、その重量変化を天秤を用いて測定した。

実験装置の諸元は次のとおりである。

電気炉(内径120mmφ×高さ160mm) 0~1100℃可変

透明石英カゴ(径30mmφ×高さ20mm, 内厚0.8mm)

荷重変換器(ストレーンゲージ, ±20gr用)

- 抵抗線歪測定器（共和電業，DPM-AT型）
- 直記式電磁オシログラフ（Photocorder，横河電機 EMO-1型）
- 温度変換器（直流増幅器，共和電業，DPE-100型）
- 熱電対 0.3 mm アルメルクロメル

また試料のセルロースには，定性用ろ紙を粉碎機にかけ，粒径 0.5 ～ 2.0 mmとしたものを用いた。このろ紙の灰分は 0.3 %であり，したがって乾重量 ÷ 可燃分量とみてよい。試料中の水分の調整は，乾燥試料を秤量ビンに入れ，水を試料の湿ベースで所定のパーセント (%) になるように噴霧したのちよく混合し，さらに 1 日密封し，試料中の水分を均一化させた。実験に用いた都市ごみの試料は，表 4-2 に示す組成の割合で粉碎ごみを混合し，上記の方法と同様な方法で水分の調整をほどこしたものである。

さらに，同装置および同試料を用いて，電気炉内に窒素ガスを流入させながらセルロース物質の熱分解過程における重量変化（熱分解速度）を測定し，その燃焼過程との比較検討をも行なった。燃焼速度に及ぼす水分の影響に関する実験においては，可燃分のみの燃焼速度で比較する必要がある，そのために燃焼中の水分の蒸発量を知る方法として，次のような方法をとった。すなわち，ろ紙粉末試料と形状が比較的類似しており，しかも，高温にても重量変化しない石綿を用い，ろ紙粉末試料と試料空隙率をほぼ一致させたのち，ろ紙粉末に混合したと同量の水分量をこの石綿試料に混合し，先に述べた燃焼実験と同じ方法にて，各雰囲気温度における水分の蒸発過程の重量変化を知った。この水分蒸発過程の実験を，各含水ろ紙粉末試料の実験に対応させて行ない，燃焼過程の全重量変化より水分蒸発量を差し引き，可燃分のみの重量変化を求めた。

以上の実験項目を整理すると次のようになる。

試 料：ろ紙の粉末，石綿，ごみの粉末。

雰 囲 気：空気中，窒素ガス中。

雰囲気温度：400，450，500，600，700，800，900 (°C)

みかけ密度：0.071，0.106，0.142，0.213 (g/cm^3) (乾ベース)

含水率（湿ベース）：0，20，40，60（％）

実験結果を検討するにあたり，まず試料や雰囲気ガスが異なる場合の燃焼過程を比較しておく。この燃焼過程の比較には，ある時刻における試料の乾重量(m)と，初期乾重量(m_0)の比を未燃焼率($\frac{m}{m_0}$)として縦軸に，試料を炉内へ注入した時からの時間(t)を横軸にとった図で，すべて整理している。

(イ) ろ紙試料と都市ごみ試料の燃焼過程の比較

都市ごみの燃焼機構を明らかにするために，都市ごみのモデルとして，純セルロース物質であるろ紙を用いて実験を行なうことの妥当性を検証するために，都市ごみとろ紙の粉末を同条件下で燃焼させ，その燃焼過程を比較したものが図4-7である。

この図を見て明らかなように，各雰囲気温度における両者の燃焼過程にはほとんど差はない。これは，都市ごみ中にセルロース成分が占める割合が多いことから当然ではあるが，燃焼過程の後半部では都市ごみの方が燃焼速度がにぶい。この原因は，都市ごみの場合，灰分による酸素拡散抵抗が増加したためと考えられる。

このように，粉末試料とはいえ，都市ごみとろ紙の燃焼過程が酷似していることは，ろ紙の燃焼過程を解析することによって，都市ごみの燃焼過程を充分推察できることを示している。

(ロ) 燃焼過程と熱分解過程の比較

セルロース物質のように，揮発分の多い物質の燃焼過程は，多分にその熱分解過程に支配されるということはすでに述べた。図4-8はそのことを如実に示している。空気中の方が重量減少が若干急激なのは，固定炭素の燃焼による減少分が加味されているためと思われる。

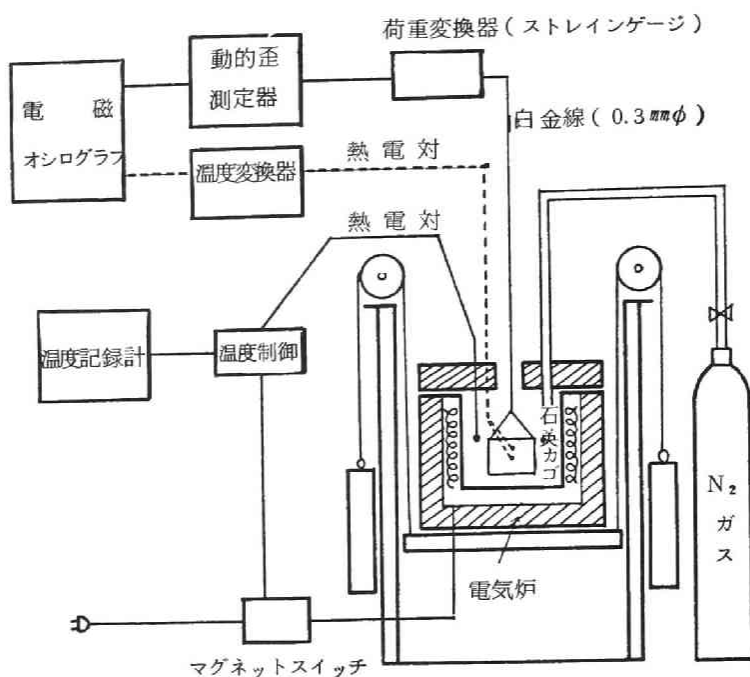
熱分解過程が燃焼過程を支配していることは，いいかえればセルロース物質内への熱移動過程が燃焼過程を支配していることであり，したがって，この場合酸素濃度は，決定的な役割りをはたしていないともいえる。むしろ雰囲気酸素濃度は，固定炭素の燃焼には大きな役割をはたしているが，都市ごみやろ紙のように固定炭素の少ない物質の燃焼においては，燃焼速

度によらず雰囲気酸素濃度 (P_{O_2}) の意味は、石炭燃焼の場合ほど大きくないと言えよう。また実際の都市ごみの燃焼においては、空気過剰率は、1.8～2.0 と高く、他の燃料の燃焼の場合に比較すると、雰囲気酸素濃度は常にリッチ (rich) な状態に保たれていると理解し、以下に述べる実験結果の検討ではこの雰囲気酸素濃度 (P_{O_2}) の因子による影響解析は省略している。

(イ) セルロース物質の固定炭素と雰囲気温度

上記のセルロース物質の熱分解実験の二次的な成果として、セルロース物質の固定炭素が雰囲気温度によってどのように変化するかを明らかにすることができた。すなわち、窒素ガス雰囲気下で、各炉内温度における試料重量がほとんど変化しなくなった時点での重量減少率を調べてみると、図4-9のようになり、温度によってその値は大きく異なることがわかる。このときのいわゆる **チャー (Char)** は、その成分がほとんど炭素とみなされ、通常固定炭素とよばれるような、表面燃焼する炭素量として、乾留温度のいかんにかかわらず一定と考えられていたが、実は雰囲気温度によって大きく差があるのである。この結果は、A. M. Kanurty⁽¹³¹⁾ による木材についての同様な実験の結果とよく一致しているが、雰囲気温度が600℃以上では、本実験での純セルロース物質の場合に比して、木材の方が5～10%ほど残留率が高いようである。

なお、このセルロース物質の **チャー (Char)** の成分については、前章のセルロースの炭化生成物のところで若干述べたように、完全には炭素ばかりでなく、むしろ不飽和炭化水素、もしくは芳香族の特質から成立していると推察^{(73) (74)}されている。



- 電気炉内容積 径120φ×高さ160 (mm単位)
- 透明石英カゴ 径 30φ×高さ20 肉厚0.8 (mm単位)

図4-6 実験装置概略図

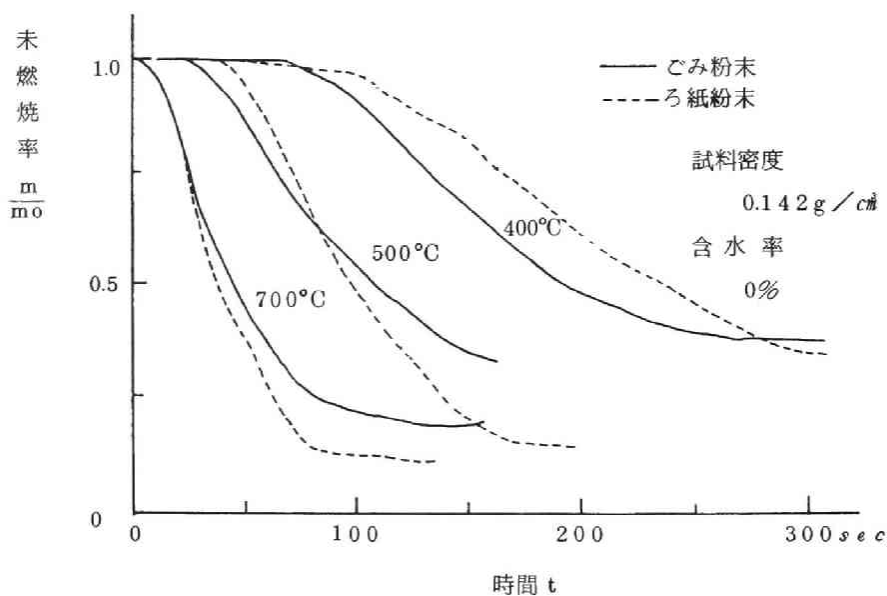


図4-7 ろ紙と都市ごみの燃焼過程の比較

表 4 - 2

実験試料の都市ごみ組成

組 成	重 量 比 (乾)
紙	5 4 %
厨 芥	1 2
プラスチック	1 0
木 片	1 6
織 維	8

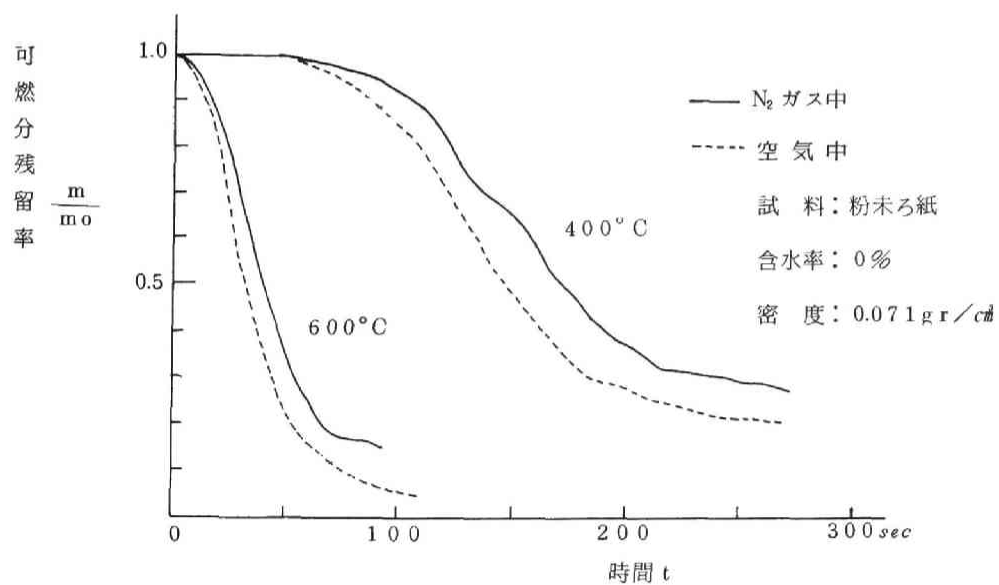


図 4 - 8 燃焼過程と熱分解過程の比較

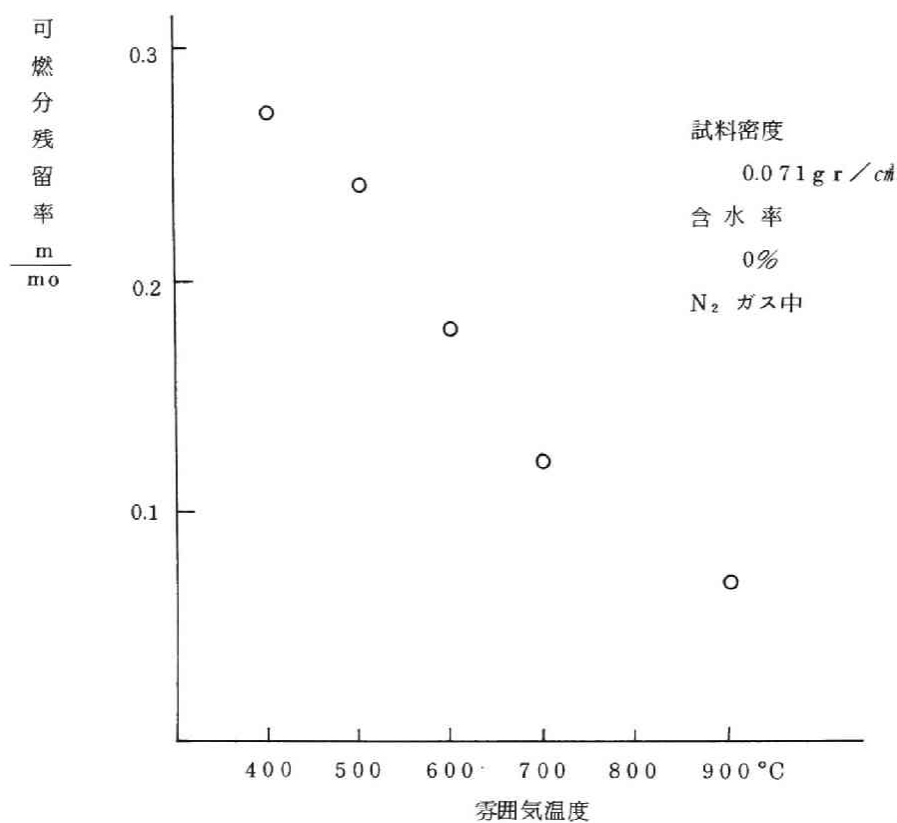


図 4-9 純セルロース物質の Char の温度による変化

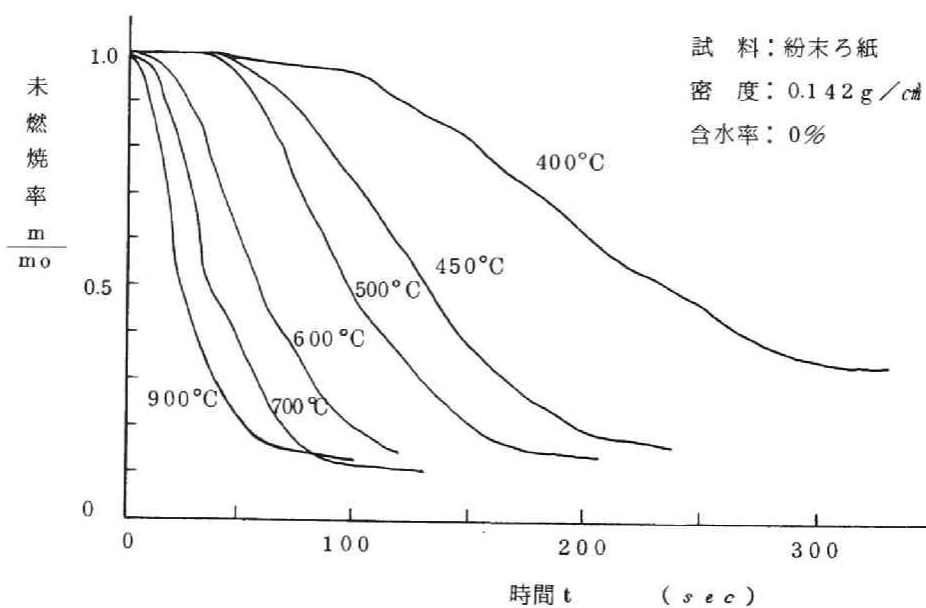


図 4-10 雰囲気温度による影響

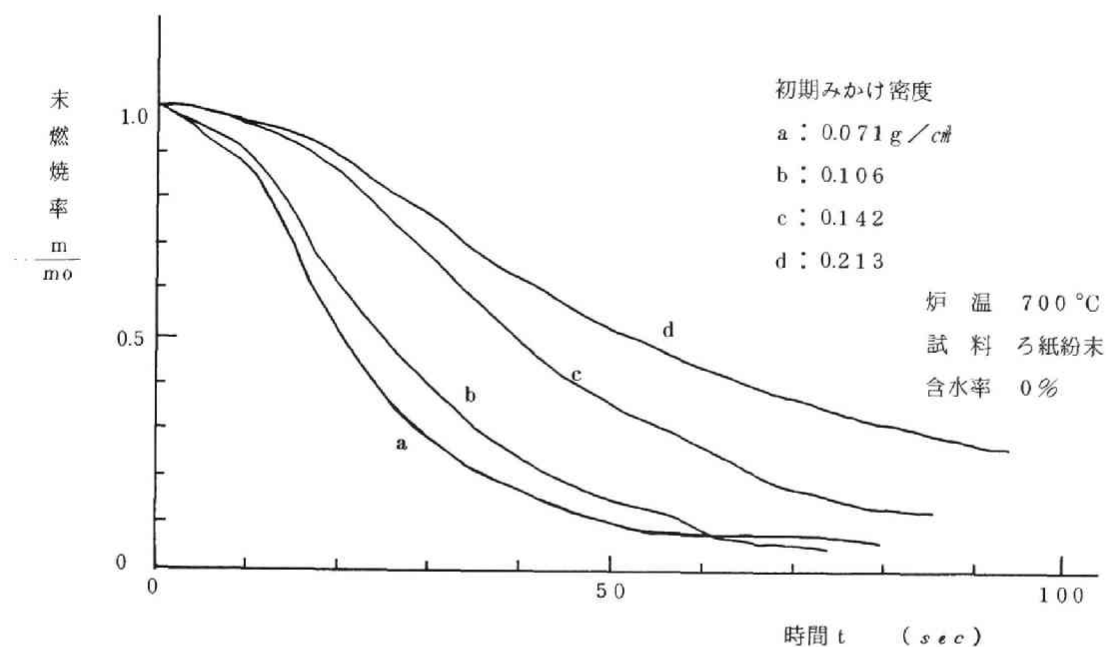


図 4 - 1 1 みかけ密度による影響

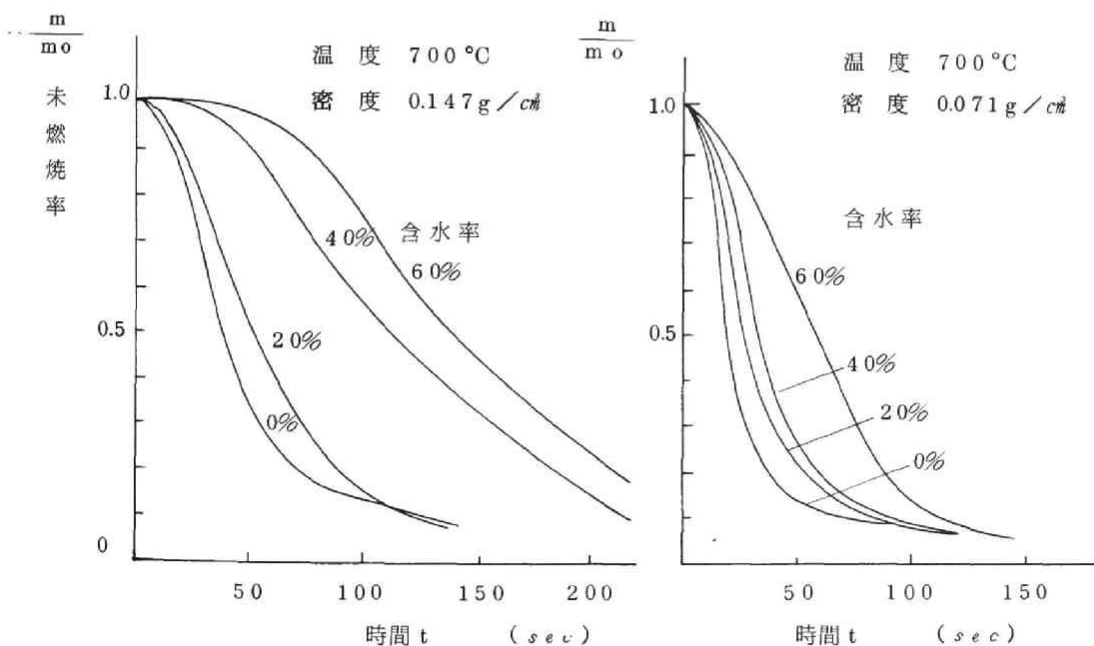


図 4 - 1 2 含水率による影響 (含水率は湿基% 密度は乾基)

(二) 高温雰囲気におけるセルロース物質の燃焼過程のパターン

さて、セルロース物質の燃焼速度を支配すると思われる雰囲気温度、密度、含水率の各因子を変化させた場合の燃焼過程は、どのようになるだろうか？ 図4-10，図4-11，図4-12にその代表的な変化を示す。これらの図中で、含水率の異なる場合においても m/m_0 は、各々乾重量のみの値に統一している。この一連の燃焼実験の結果を考察するにあたり、燃焼過程のパターンを少し検討しておく。

多くの実験を行なったが、含水試料の燃焼過程は、おおむね図4-13に示すようなパターンとなった。この図において、 m/m_0 の減少曲線は A B 間（Ⅰ区間）でゆるやかに減少し、B D 間（Ⅱ区間）ではほぼ直線的に減少し、D 点以後（Ⅲ区間）は再びなだらかな減少曲線となる。このとき、C 点は着火点であり、これは B 点にほとんど一致している。また、E 点は消炎点であるが、これは D 点に近いⅢ区間に存在するのが普通であった。これを、さらに区間別に検討してみると、まずⅠ区間は、試料が突然、高温雰囲気にさらされはじめ（A 点）てからの水分の蒸発をともなった試料表面の温度の上昇区間であり、これは表面が発火温度に達するまで継続される。当然、水分の多いほどこの区間は長くなる。また、若干ながら、試料表面近傍での熱分解による重量減少もみられる。

Ⅱ区間では、重量は直線的に減少し、みかけ上は燃焼速度が定常的な状態であることを示している。また、この区間が炎燃焼区間にはほぼ一致していることから、試料が熱分解を行なって、熱分解ガスを発生させている区間でもあることがわかる。この区間の長さは、試料の大きさや形状によっても異なるが、本実験のような粉末ろ紙の集合体の燃焼では、重量減少の70%近くがこの区間に行なわれている。なおこの区間で、当然ながら、一部では固定炭素の表面燃焼も行なわれている。

Ⅲ区間は **チャー**（char）のみの燃焼区間であり、いわゆる固定炭素の表面燃焼である。灰層による酸素拡散抵抗により、燃焼速度は除々に減少していく。

以上のことを燃焼速度と重量比との関係で見ると、図 4-14 のようになる。このパターンは含水材料の乾燥過程によく似ており、丁度、この図でいうⅠ区間は、乾燥過程での材料加温時間に、Ⅱ区間は、恒率乾燥速度区間に、またⅢ区間は、減率乾燥速度区間に相当している。

このようなセルロース物質の燃焼過程が、含水多孔質の乾燥過程に酷似しているという見方は、P. L. Blackshear や K. A. Murty¹³²⁾ などの報告にもみられるところである。

(ホ) 燃焼速度および燃焼時間の検討

固体燃料の燃焼過程の解析には、大きく分けて次の 2 つの方法がとられている。

- i) 一般によく行なわれるⅡ区間のみの定常燃焼速度、もしくは最大燃焼速度を中心に行なう方法。
- ii) Ⅱ区間とⅢ区間における変化を、熱分解反応として $\frac{dm}{dt} = km^n$ の反応形式を検討する方法。

通常、対象がセルロース物質のシリンダー状のものや、厚い板状のものの燃焼のように、燃焼中の物質内部の温度勾配が大きいものの燃焼においては、i) のような取扱いがよく行なわれる。¹³³⁾¹³⁴⁾¹³⁵⁾¹³⁶⁾

一方、逆に対象がセルロースの小粒子や薄い板の燃焼の場合、あるいは固体表面近傍のみの燃焼反応を問題にする場合には、ii) のような取扱いが多い。この場合、ほとんどの研究者は、0 次反応もしくは 1 次反応を仮定している。¹³⁷⁾¹³⁸⁾¹³⁹⁾

ここでは、対象ならびに実験条件などから、まず i) の定常燃焼速度によって検討を行なう。

また固体の燃焼速度の表現には、通常、単位表面積当りの重量減少速度、あるいは固体試料の残留率 ($\frac{m}{m_0}$) の減少速度をとるが、ここでは後者によって検討する。

今、定常燃焼速度を ($\frac{\dot{m}}{m_0}$) S と書くと、この ($\frac{\dot{m}}{m_0}$) S と各実験における因子との間には、図 4-15 のような関係が見られたが、これをさらに各

因子別に検討してみると、図4-16のような形に整理できた。この図4-16の整理の仕方については、密度はともかく、含水率については、0%の場合を考慮した場合によく用いられる $(1 + \omega/100)$ の形で整理した。一方、雰囲気温度については、一般的な $1/T$ や $\exp(A/T)$ の形では500℃以下が整理しきれず、単純に試料の熱分解部の温度と雰囲気温度の差をdriving forceとする熱伝達の形で整理した。

その結果、燃焼速度の実験式として次式を得た。

$$-\left(\frac{\dot{m}}{m_o}\right)_S = K_s \rho_o^{-0.85} \left(1 + \frac{\omega_o}{100}\right)^{-1.1} (\theta_o - \theta_p)^{0.80} \dots\dots\dots(3)$$

ここに、 $\left(\frac{\dot{m}}{m_o}\right)_S$: 試料の可燃分の定常燃焼速度 ($1/\text{sec}$)

ρ_o : 試料の初期の無水密度 (g/cm^3)

ω_o : 含水率 (%) (乾基準)

θ_o : 雰囲気温度 (℃)

θ_p : セルロースの熱分解開始温度 $\div 300^\circ\text{C}$

K_s : 定数

K_s はほぼ 2.5×10^{-5} であった。

また、可燃分残留率 $\left(\frac{m}{m_o}\right)$ と燃焼時間との関係は、図4-13にみるように、 $\left(\frac{m}{m_o}\right)$ の値が小さくなるにつれて燃焼時間 (t) は急激に大きくなる。 $\frac{m}{m_o}$ と焼却率 R との間には、 $R = \left(1 - \frac{m}{m_o}\right)$ の関係がある。したがって、 $\frac{m}{m_o}$ が小さくなればそれだけ完全燃焼に近づくわけであるが、燃焼時間が長く必要となり、ひいては炉内の滞留時間の長さに関係してくる。そこで、ある焼却率を達成するまでの燃焼時間 t_R と、燃焼速度とに関連した各因子との関係を求めてみる。本実験では、 $R = 0.8$ 、すなわち $\frac{m}{m_o} = 0.2$ についての燃焼時間 $t_{R=0.8}$ を検討してみる。

次元を(3)式と統一するために、 t_R の逆数で整理してみると燃焼時間の実験式として

$$\frac{1}{t_{R=0.8}} = K_{0.8} \rho_o^{-1.0} \left(1 + \frac{\omega_o}{100}\right)^{1.4} (\theta_o - \theta_p)^{1.0} \dots\dots\dots(4)$$

という関係が得られた。ここに、 $t_{R=0.8}$ は 80% の焼却率を達成するまでの燃焼時間 (sec) で、 $\rho_0, \omega_0, \theta_0, \theta_p$ は (3) 式と同様である。このとき、定数 $K_{0.8}$ はほぼ 5.0×10^{-6} の値となったが、この値自体は対象物の大きさなどによって大きく変化する値であり、あまり大きな意味はもたない。むしろ、 $\rho_0, \omega_0, \theta_0$ のそれぞれが t_R に及ぼす影響の度合のほうが問題であり、すべての因子とも、定常燃焼速度 $\left(\frac{\dot{m}}{m_0}\right)_s$ の場合に比して影響力が増加していることが注目される。

さて、従来からこのセルロース物質の燃焼速度や、燃焼時間に及ぼす水分の影響に関する研究報告は非常に少なく、防災面で若干の報告があるが、いずれも含水率が 0 ~ 30% (乾基準) の範囲のものである。その結果は、重量燃焼速度 (\dot{m}) が含水率 (ω_0) の $^{-\frac{1}{3}}$ に比例するとするもの¹⁴⁰⁾や、火面移動速度が含水率 (ω_0) が 1% 増加すると 5 ~ 7% 減少すると報告するものなど、本研究で求めた実験式に対しては、比較検討がしにくい形となっている。いずれにせよ、高含水率の物質の燃焼速度に関する研究については、理論的な側面を加えつつ、今後まだまだ検討する余地が残っていると思われる。

なお補足的ではあるが、本節の実験結果を含水率 0% についてのみ、前述した ii) の熱分解反応形式、とくに一次反応として整理してみると、図 4-17, 図 4-18 のような結果となる。これから、温度が低い (400℃ 付近) 場合、単純な一次反応として言いきるには若干無理があるようであるが、概略としては一次反応としてみてさしつかえないと思われる。

すなわち、含水率 0% のセルロース粉末の燃焼反応は、

$$-\frac{1}{m_0} \cdot \frac{dm}{dt} = k \cdot \frac{m}{m_0} \quad \dots \dots \dots (5)$$

$$k = A \exp \left(-\frac{E}{RT} \right) \dots \dots \dots (6)$$

ここに、 m : 時間 t (sec) における試料重量 (g),

m_0 : 初期試料重量 (g),

- K : 反応定数 ($1/\text{sec}$),
 A : 頻度因子 ($1/\text{sec}$),
 E : 活性化エネルギー (kcal/mol),
 R : 気体定数 ($\text{cal}/\text{mol}^\circ\text{K}$),
 T : 絶対温度 ($^\circ\text{K}$),

図4-18から求めた、含水率0%のセルロース粉末の燃焼反応における活性化エネルギーEは、

$$\rho_0 = 0.071 \text{ g/cm}^3 \text{ で } E = 6.1 \text{ kcal/mol},$$

$$\rho_0 = 0.142 \text{ g/cm}^3 \text{ で } E = 5.2 \text{ kcal/mol},$$

となり、通常セルロースの $300 \sim 400^\circ\text{C}$ の熱分解反応におけるEの値 $26 \sim 37 \text{ kcal/mol}$ ¹⁴⁴⁾や、 15 kcal/mol ^{145) 146)}よりもさらに小さい値となったが、これについての比較考察は、反応条件が燃焼反応と熱分解反応とで大きく異なることもあり、ここでは避け、結果のみを示すにとどめる。

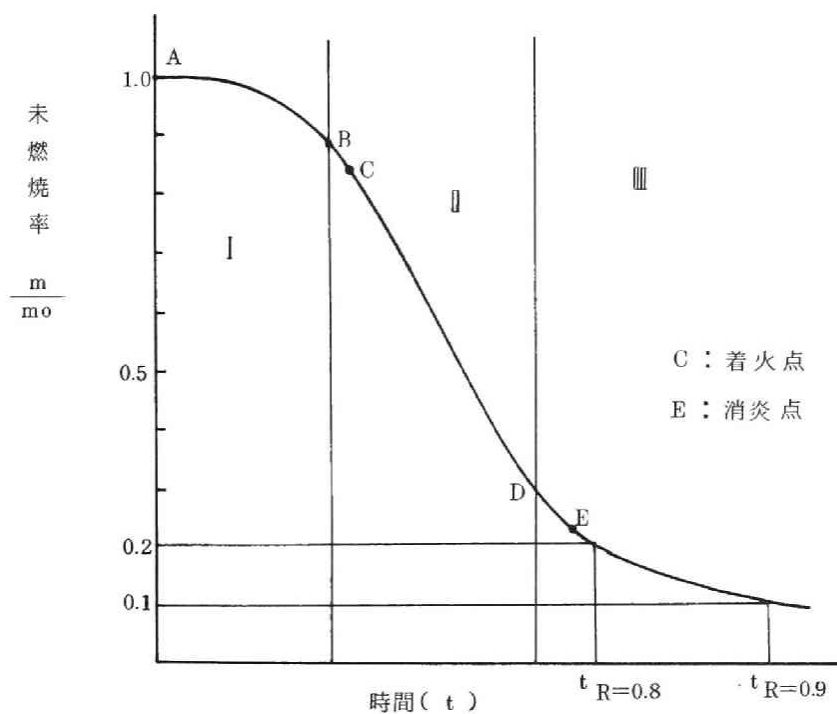


図 4 - 1 3 典型的な燃焼過程

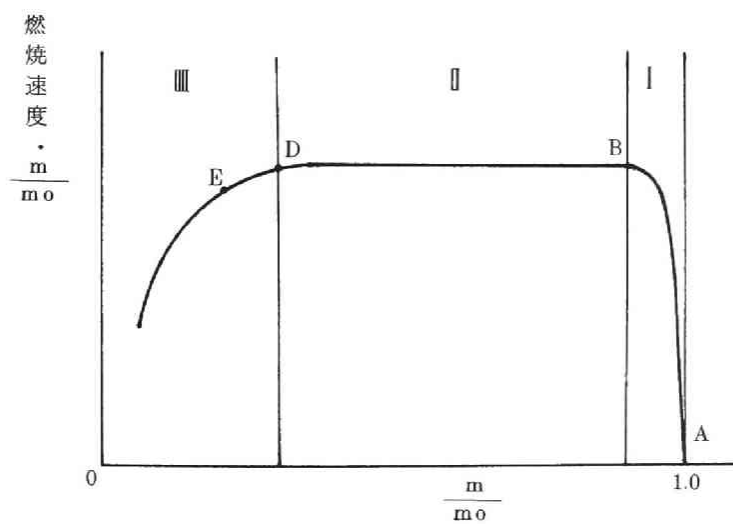


図 4 - 1 4 図 - 4 - 1 3 における未燃焼率 ($\frac{m}{m_o}$) と
燃焼速度 ($\frac{dm}{dt}$) との関係

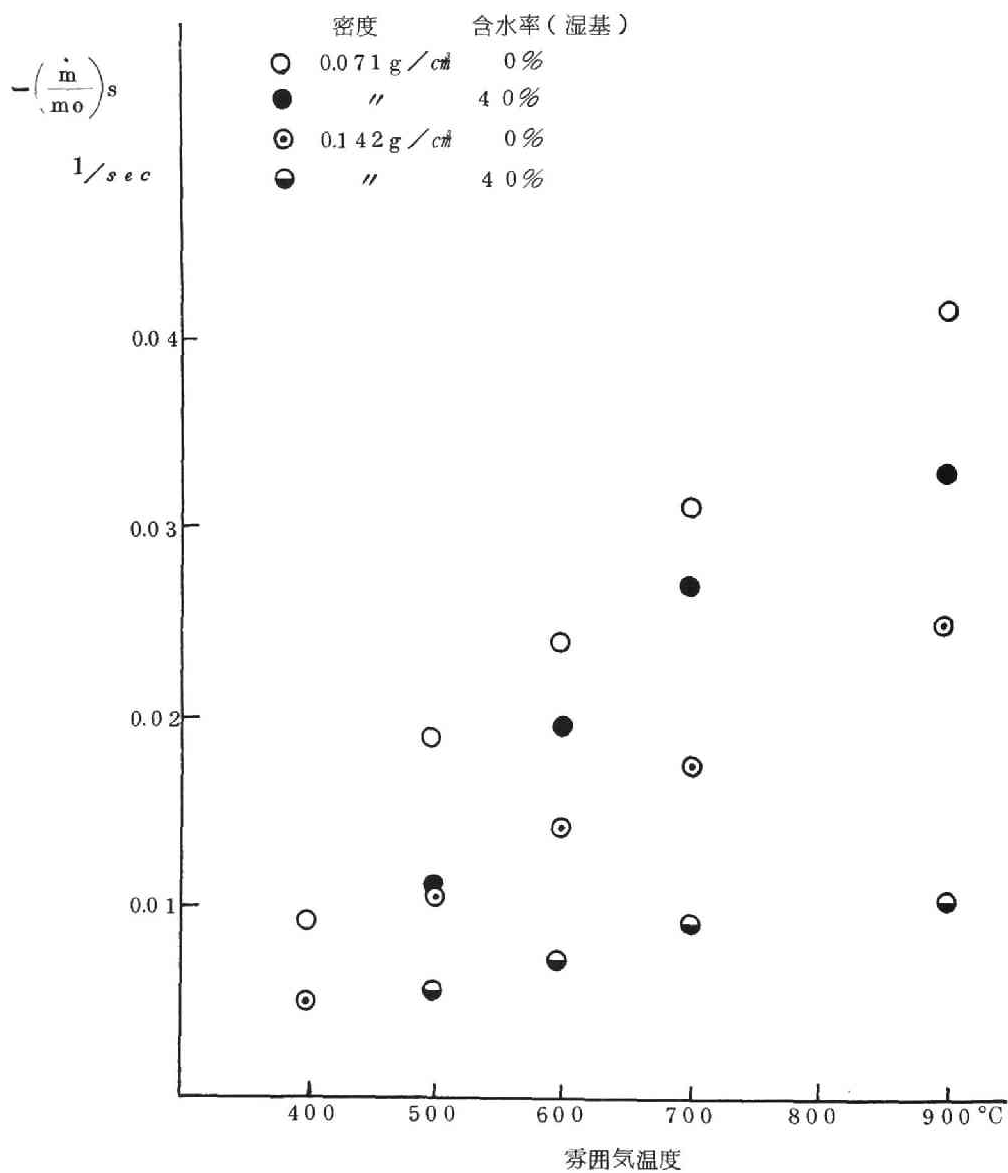


図 4 - 1 5 各因子と $\left(\frac{\dot{m}}{m_o}\right)s$ との関係

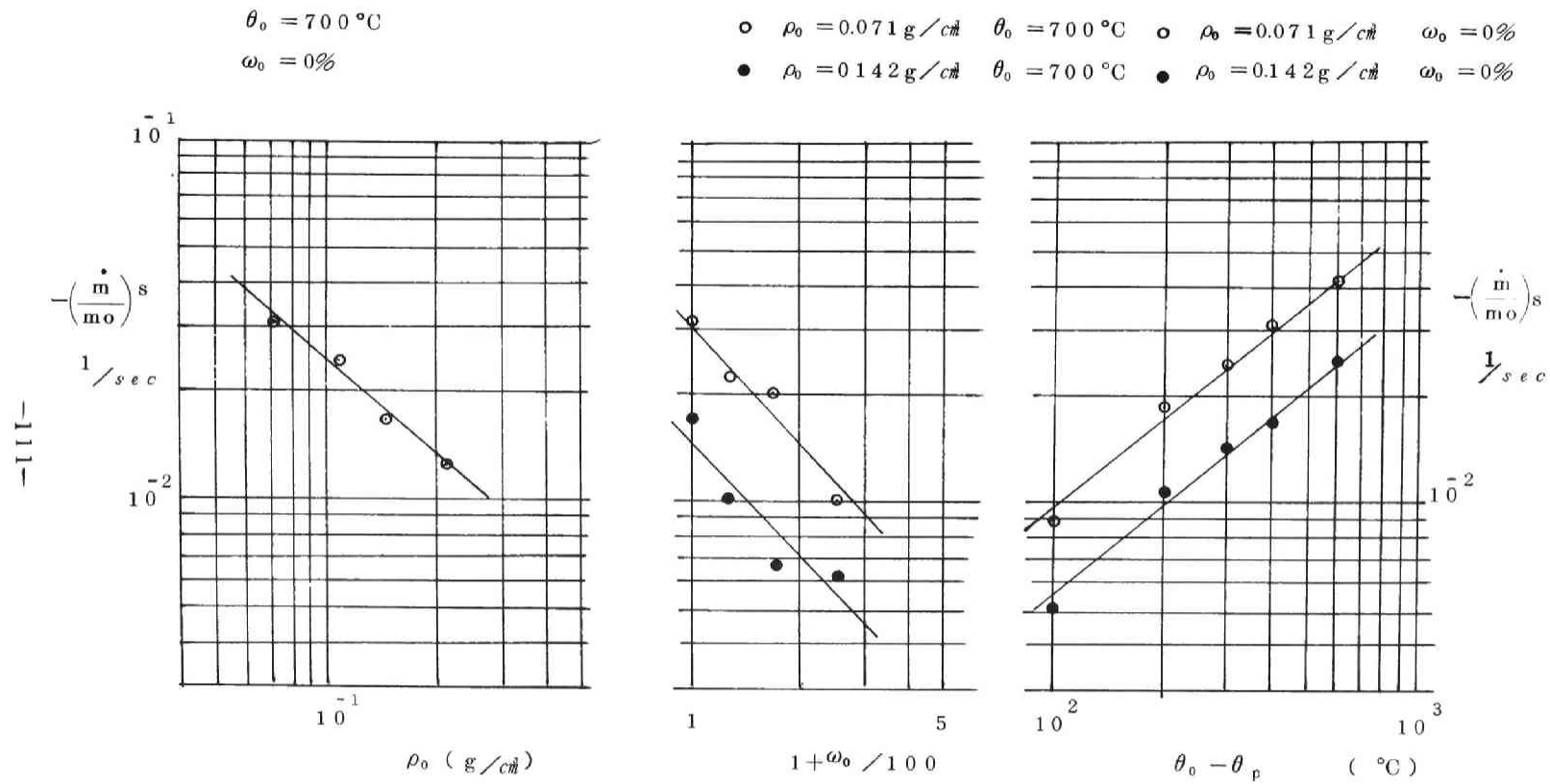


図 4-16 $\left(\frac{\dot{m}}{m_0}\right)s$ におよぼす各因子の影響

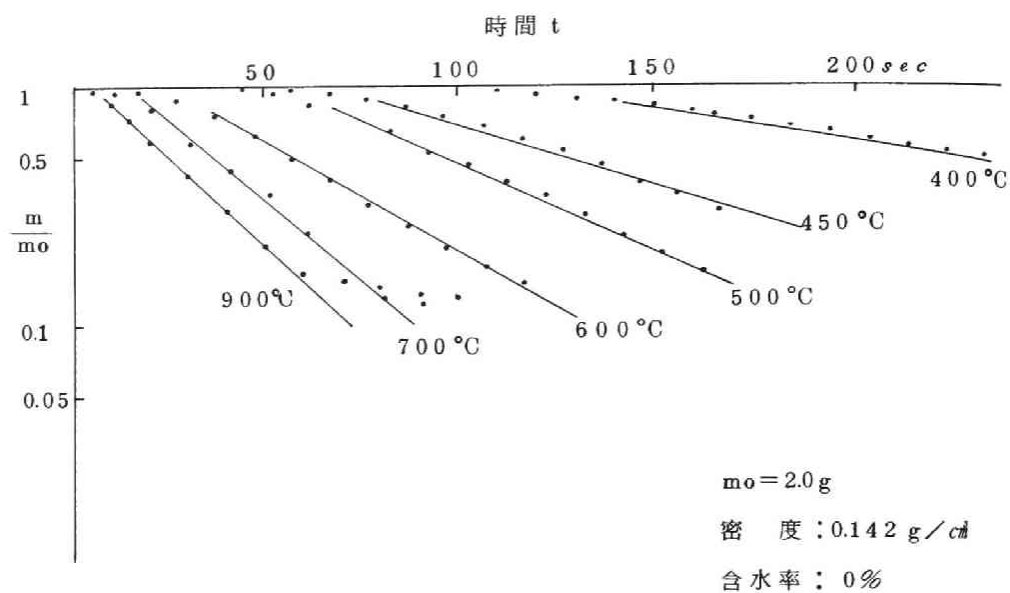


図 4-17 $\log \frac{m}{m_0}$ と t の関係

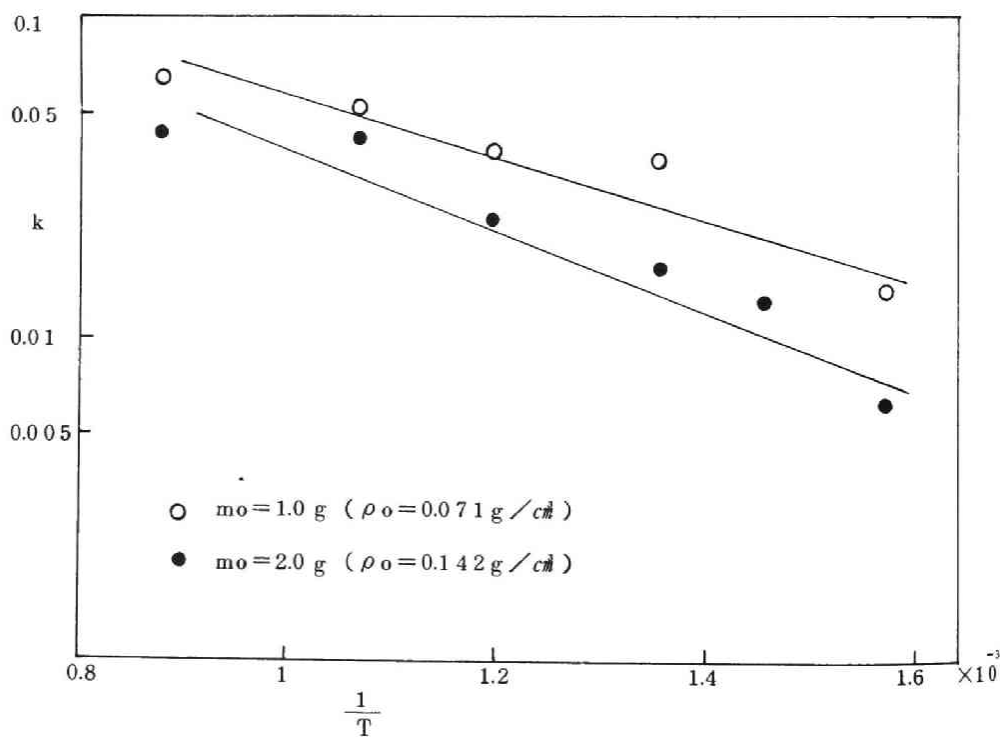


図 4-18 反応定数 k と $\frac{1}{T}$ との関係

(3) 燃焼中のセルロース物質内の温度伝播に関する研究

本研究では、前述したようにセルロース物質の燃焼機構を考える場合、その燃焼速度が燃焼部から未燃焼部への熱の供給速度、ひいては温度の伝播速度、に大きく支配されることから、燃焼中のセルロース物質内で、はたしてどのような速度で温度伝播が行なわれるかを、実験的に検討してみることとする。この温度伝播の過程は、試料中の定点における熱電対の指示から測定することとした。

本実験の実験装置の概略を図4-19に示す。また、装置に含まれる各器機の諸元は次のようである。

電熱板 (120×243mm), 8本溝 ニクロム線 100V 1KW)

透明石英容器 (60φ×38, 肉厚 2.0 (mm))

熱電対 (0.3mm アルメルクロメル)

ストレインゲージ, 新興通信製, UL型荷重変換器 ±100g用

直流増巾器, 横河電機, S127型

電磁オシログラフ, 横河電機, 2901型

ストレインアンプ, 横河電機, 3126型

実験用試料には、(2)の実験に用いたと同じろ紙粉末試料 (粒径 0.5~2.0 mm), ならびに**おがくず**(粒径 0.5~1.5 mm)を用いた。また比較試料として、下水汚泥の種々の粒径についても実験を行なっている。

実験方法は、次のようである。すなわち、上記の試料を所定の含水率、みかけ密度にして石英容器に入れるとともに、試料内に5本の熱電対を所定の位置に設置したのち、図4-19に示すように石英容器を天秤の上にのせる。次に、あらかじめ表面温度を1050℃とするように加熱された電熱板を、試料面から30mm上部に設置し、試料への上部輻射による上部開放系の燃焼実験を行なった。このとき、電熱板の輻射強度は $1.5 \text{ cal/cm}^2 \text{ sec}$ であった。試料の燃焼速度は、天秤とストレインゲージとによって、試料の重量変化の形で直接読みとることができる。また、試料内での下方への温度伝播 (熱移動) は、試料内各点の熱電対の指示温度変化から、同時に測

定が行なわれた。実験結果の代表的なものを図4-20，図4-21，図4-22に示す。各図は，試料を加熱しはじめてからの試料の重量減少，および試料中の各熱電対の示す温度変化を示している。

本実験によって，空气中で上面を輻射加熱した場合。各種セルロース系物質の燃焼中の物質内温度分布が概略的に把握できるが，この結果からも，数mm以上の代表径をもつ大きさのセルロース系物質の燃焼においては，燃焼中といえども物質内部では燃焼部から未燃焼部への温度勾配は大きく，しかもその間の熱移動は非常にゆるやかであることが推察できる。

このようにみかけの熱伝導率が小さいセルロース物質のような物体の燃焼，あるいは熱分解においては未燃焼部，未分解部への熱の供給（移動）量は，ただちに薄層内でのその部分の温度上昇へと転換される形となる。

したがって，結果的には燃焼速度や熱分解速度は，熱の移動速度や温度の伝播速度に大きく支配されることとなる。実際に本実験の場合においても，先に行なった熱天秤による分析の結果（第3章参照）などから，セルロース物質の熱分解がほぼ終了する温度を400℃とみなして考えてみると，燃焼試料中の温度分布において，この400℃の面の進行速度に注目して，燃焼試料中の400℃の面より上部の可燃分はすべて燃焼が終了したとし，400℃の面以下の部分は未分解であるとして計算した各実験における燃焼過程の推定値は，重量減少の実測値に対して図4-23に示すように非常によく一致した。

この結果は当然ともいえるが，セルロース物質の燃焼においては，燃焼速度は燃焼部から未燃焼部への温度伝播速度によって支配されるということを実証したという結果となっている。

さて，次に種々の試料について同装置で行なった実験の燃焼過程の比較を，前節と同様に未燃率 $\frac{m}{m_0}$ と時間との関係で示したものが図4-24である。

灰分が少い紙やおがくずと灰分の多い下水汚泥とでは，内部への熱伝達速度が大きく異なり，結果的に燃焼速度の差となって表われている。ま

たプラスチックの燃焼については次節でも述べるが、ほぼ直線的に減少し、液面燃焼となっていることがわかる。

これらの種々の物質の燃焼過程で、初期の表層部（表面より 2.5 cm まで）の燃焼は $\frac{\dot{m}}{m_0}$ がほぼ定常的とみなせるので、上面を輻射強度 $15 \text{ cal/cm}^2 \cdot \text{sec}$ で加熱された場合の各種物質の燃焼状態を、表層部のみであるが、燃焼速度を比較し、あわせて燃焼面の進行速度（ 400°C の面の進行速度）をも比較してみる。その結果を表 4-3 に示す。表中の燃焼速度は、石英容器の断面積、すなわち試料受熱面の単位面積当りの重量減少量で示している。これらの速度の値そのものは、燃焼面が深さ方向へ進むにつれて徐々に減少していくので、さほど大きい意味をもたないが、焼却対象物の物質の違いや、粒径の差異による燃焼速度の差は比較できる。特に、乾燥状態と含水状態での燃焼速度の差は顕著である。この含水状態の物質の燃焼中の内部温度の変化は、図 4-22 にみられるように、蒸発面（ $\div 100^\circ\text{C}$ ）と燃焼面（ $\div 400^\circ\text{C}$ ）が非常に接近しており、両面の間隔が 5~7 mm 程度しかないことは注目すべきことがらである。

いずれにせよ、詳細なセルロース物質の燃焼機構の解明には、熱移動現象の解析が必要であり、現在では各研究者ともこの熱移動の問題、特に熱伝導の問題に取り組みはじめているところである。^{147) 148) 149)}

ここで言う熱伝導はあくまでもセルロース物質中のみかけの熱伝導であり、セルロース物質をミクロに見れば、セルロース物質そのものと内部空間の空気との混合物であり、その場における熱移動現象は、伝導、対流、輻射のさまざまな現象が組合さった形で行なわれるものと考えられる。セルロース物質であっても、木材のようにかなりセルロース物質が密な場合には、R. L. Panton¹⁵⁰⁾ が言うように、みかけの熱伝導は実際にはセルロース物質の熱伝導が主であると思われるが、都市ごみのようなセルロース物質の集合体では、内部空間が大きく、みかけの熱伝導は R. H. Essenhigh¹⁵¹⁾ が言うように、内部の輻射による熱移動がかなり影響しているものと考えられる。

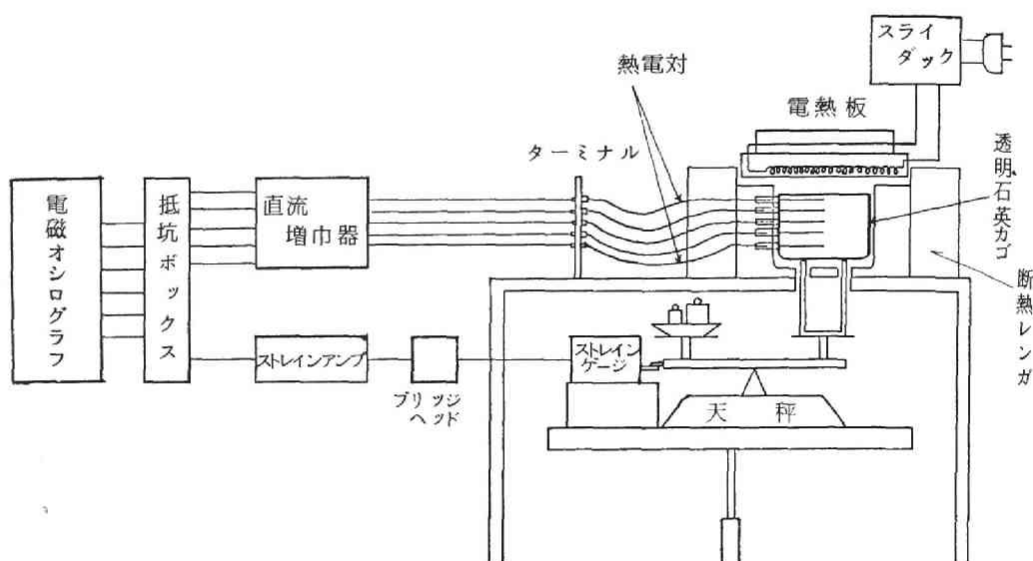


図 4-19 実験装置説明図

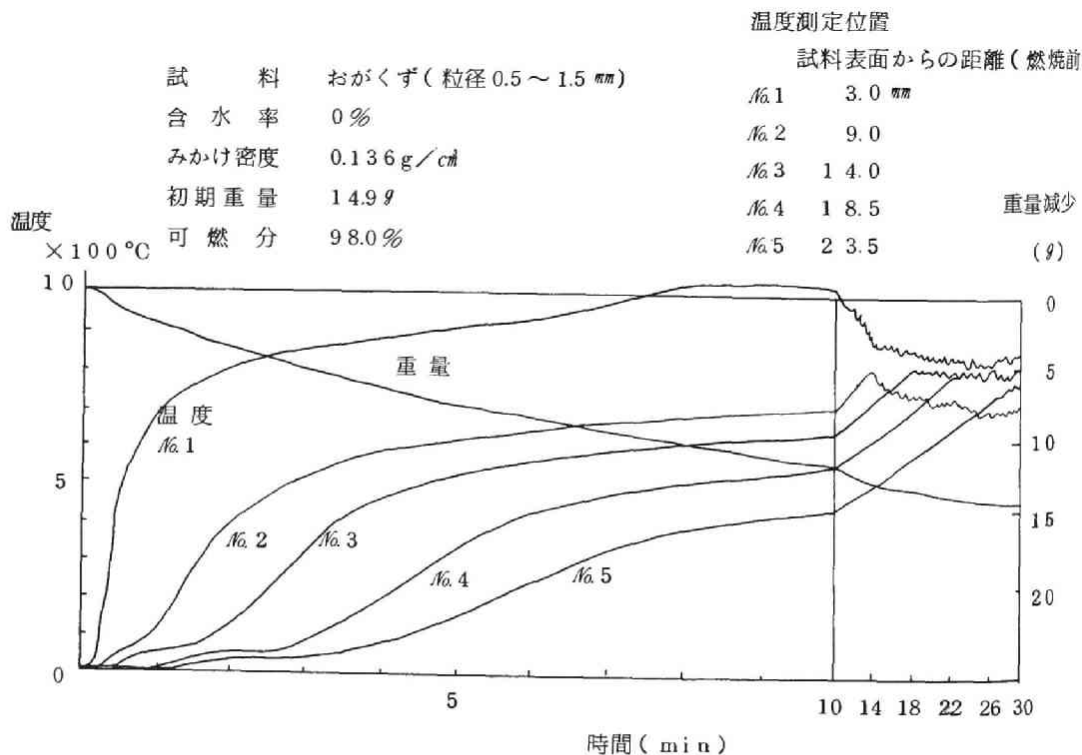


図 4-20 実験結果 (おがくずの場合)

試料 下水汚泥 (粒径 3.4~4.7 mm)
 含水率 0%
 密度 0.537 g/cm³
 初期重量 58.6 g
 可燃分 46.5%

温度測定位置
 試料表面からの距離 (燃焼前)
 No. 1 3.0 mm
 No. 2 8.0
 No. 3 15.0
 No. 4 20.0
 No. 5 25.0

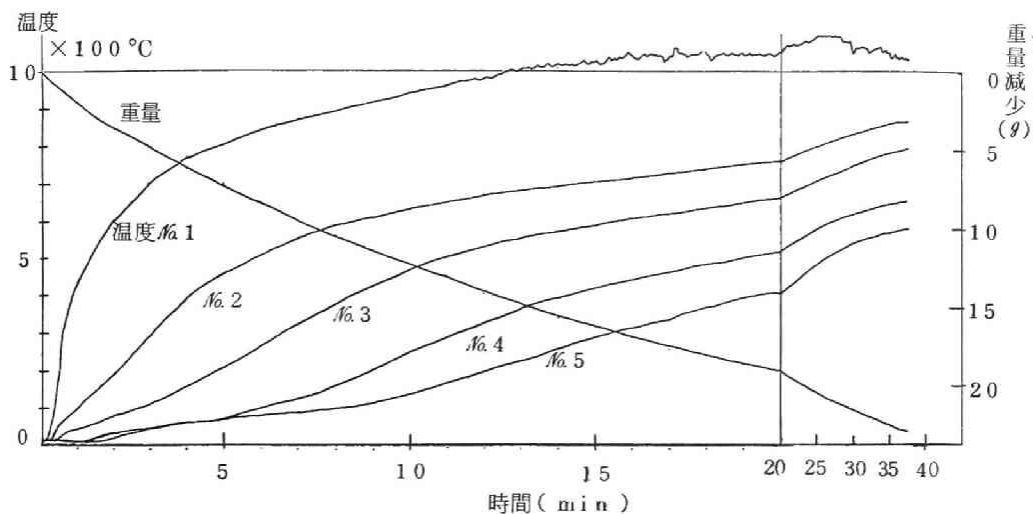


図 4-21 実験結果 (乾燥汚泥の場合)

試料 下水汚泥 (粒径 1.2~2.4 mm)
 含水率 62.0% (湿)
 密度 0.211 g/cm³ (乾)
 初期重量 58.7 g (湿)
 可燃分 49.0% (乾)

温度測定位置
 試料表面からの距離 (燃焼前)
 No. 1 2.0 mm
 No. 2 10.0
 No. 3 18.0
 No. 4 21.0
 No. 5 26.0

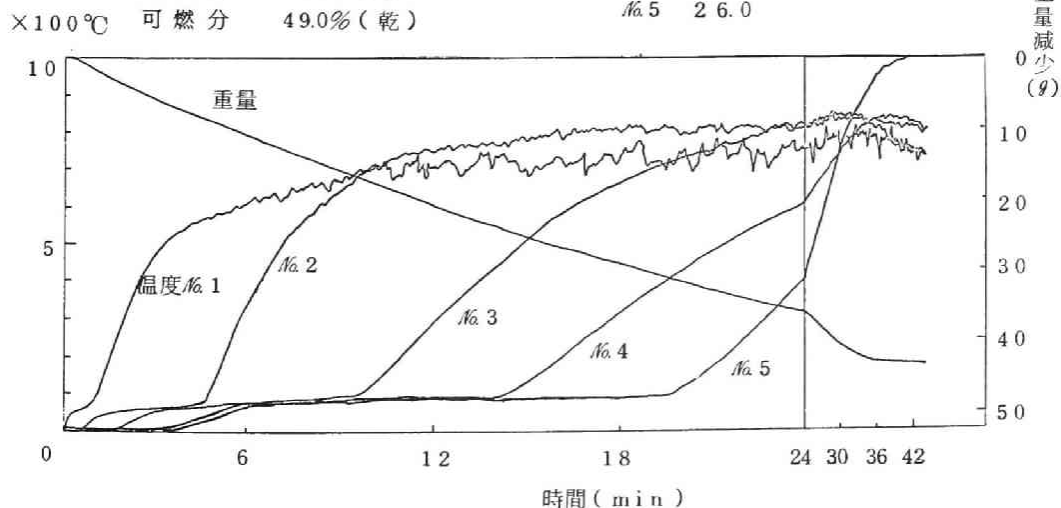


図 4-22 実験結果 (含水汚泥の場合)

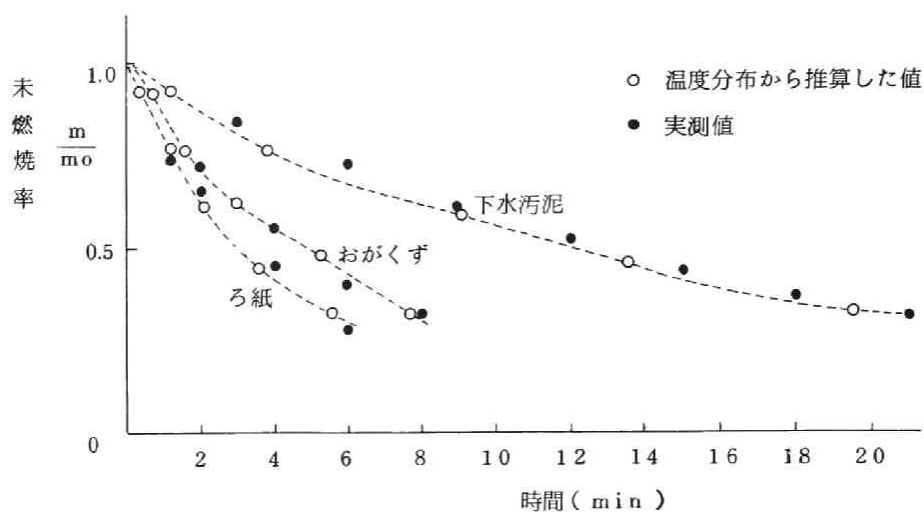


図 4-23 温度分布から推算した燃焼過程と実測値の比較

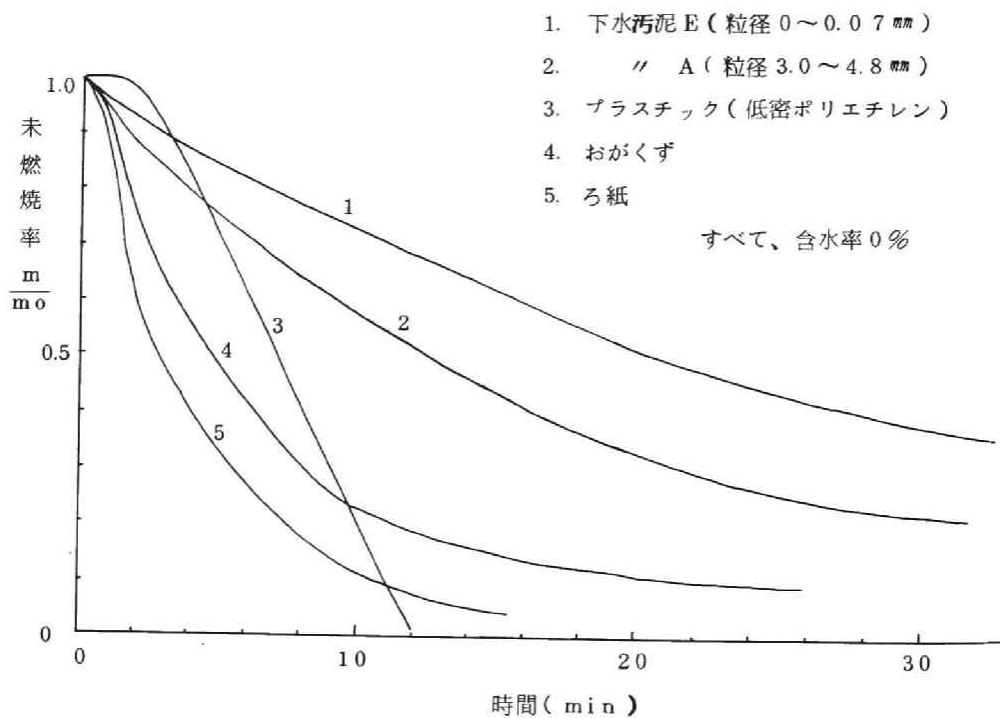


図 4-24 各種の物質の燃焼過程の比較

表 4-3 各種の物質の燃焼速度の比較

(上面輻射加熱の場合、試料含水率 0 %)

試料名	ろ紙	おかず	プラスチック	下水汚泥				下水汚泥 (含水率62%湿基)
粒 径 (mm)	2.0~0.5	1.5~0.5	—	4.7~3.4	3.4~2.4	2.4~1.2	0.7以下	2.4~1.2
充填密度 ($\frac{g}{cm^3}$)	0.073	0.136	1.02	0.537	0.437	0.407	0.570	0.211 (乾基)
可燃分 %	99.9	98.0	100	46.5	45.8	45.8	46.1	49.0 (乾基)
燃焼面移動速度 [*] cm/min	0.37	0.31	0.33	0.13	0.18	0.15	0.05	0.10
可燃分燃焼速度 [*] $\frac{g}{cm^2 \cdot min}$	0.032	0.045	0.279	0.034	0.030	0.022	0.016	0.011 (乾基)

＊ 試料表面より深さ 2.5 cm まで燃焼面が進行する間の平均値
(400℃)

4-2 プラスチックの燃焼機構に関する研究

プラスチックの燃焼機構に関する研究は、現在ロケット推進剤に関連して、宇宙開発部門¹⁵²⁾¹⁵³⁾¹⁵⁴⁾において、また新建材の火災に関連して防災部門¹⁵⁵⁾¹⁵⁶⁾において取り上げられているが、研究報告の数は少ない。特にプラスチックの燃焼速度に関する研究報告は数少ないようである。

(1) プラスチックの燃焼速度に関する実験

プラスチック製品の燃焼機構を解明する基礎として、各種プラスチックの純原材料のペレットを用い、その熱分解速度ならびに燃焼速度が、雰囲気温度によってどのように変化するかを実験的に検討することとし、まず、電気炉と磁製皿を用いた簡単な燃焼実験を行なってみた。

内容積(300mm×200mm×200mm)の電気炉を所定の温度に設定し、磁製皿(径50mmφ×20mm)に各種プラスチックのペレット試料を1～5gの範囲で所定量(Wg)入れ、開放された電気炉内において燃焼させ、着火時より消炎時までの時間(t(min))を測定することにより、各雰囲気温度における燃焼速度 $W/S \cdot t$ を求めてみた。ここに、Sは磁製皿中の初期試料床面積(cm²)である。なお、このときの試料の各種プラスチックのペレットの形状は次のとおりである。

ポリエチレン：高密ポリエチレンペレット(径4mm×厚さ2mm)

ポリスチレン：ペレット(径3mm×長さ4mmの円柱状)

ポリプロピレン：ペレット(径3mm×厚さ2mm)

ポリ塩化ビニール：粉末(約100 mesh)

各試料につき各所定の温度において W/S を種々に変化させ燃焼時間との関係を測定した結果、いずれの場合にも図4-25のように、ほぼ直線的な関係が成立した。このことは、各試料とも磁製皿内にて溶融しつつ、液面燃焼に近い状態で燃焼していたことから説明がつく。なお、燃焼速度 $W/S \cdot t$ の平均値は、表4-4のようにまとめられる。

プラスチックの燃焼速度は、雰囲気温度によって大きく変化するが、正確にはこれは、プラスチックに与えられる熱量が雰囲気温度によって異なるためであり、このプラスチック単位表面積当りに流入する熱量と燃焼速度との関係については、A. Tewarson¹⁵⁷⁾らの研究報告に詳しく述べられている。

したがって表4-4の結果は、熱可塑性プラスチック製品を所定の雰囲気温度で、強制送風していない状態で燃焼させた時の、平均的な燃焼速度とみてよく、雰囲気温度による差は顕著であるが、プラスチックの種類によっての差はあまりないようである。また、この値は、燈油や重油などの液面燃焼速度¹⁵⁸⁾と比較してみても、非常に近い値となっている。

次に、前節のセルロース物質の場合と同様に、雰囲気温度以外に、プラスチック製品のみかけ密度の燃焼速度に及ぼす影響について考えてみる。

熱可塑性プラスチック製品の燃焼の場合、その製品が原材料ペレットに近いみかけ密度であれば、上述したように対象物は燃焼する以前に熱を受け一度150～180℃において溶融したのち、液表面で熱分解しつつ蒸発し、気化燃焼する形態をとるので、最初のプラスチック製品そのもののみかけ密度は、燃焼速度には直接影響を及ぼさない。しかし、実際のプラスチック廃棄物の焼却処理においては、たとえば発泡スチロールのように、みかけ密度が非常に小さいものが焼却対象物となる場合が少くない。これらのものが高温の炉内に投入されると、炉内の高温輻射を受ける表面が広いので、重量のわりに熱分解量が多く、結果的には非常に速い熱分解速度（燃焼速度）になる。したがって、実際のプラスチック廃棄物焼却の場合は、セルロース物質の場合と同様、みかけ密度の影響を相当考慮しておく必要がある。

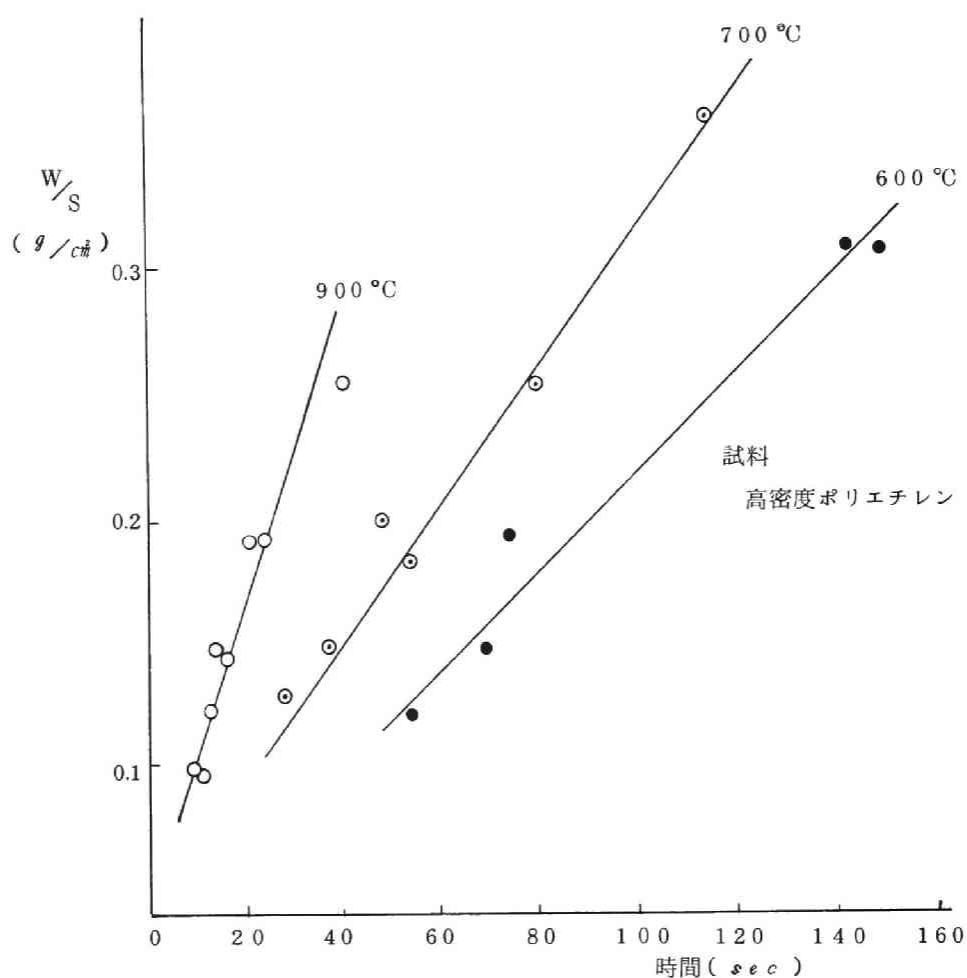


図 4-25 単位面積当りの試料量と燃焼時間との関係

表 4-4 各種プラスチックの燃焼速度*

試料	雰囲気温度℃	燃 焼 速 度	
		$g/cm^2 \cdot min$	$kg/m^2 \cdot hr$
ポリエチレン	600	0.12	72.0
	700	0.17	102.0
	900	0.36	216.0
ポリスチレン	700	0.16	96.0
	900	0.26	156.0
ポリ塩化ビニール	600	0.082	49.2
	700	0.15	90.0
	900	0.22	132.0

*開放電気炉内での燃焼

(2) 燃焼中のプラスチック内部の温度変化に関する研究

上部加熱により、床燃焼しているプラスチックの内部の温度変化について、前節に述べたセルロース物質の実験と同じ装置（図4-19）を用いて測定を行なってみた。試料としては、セルロース物質の場合と異なり、低密ポリエチレンのペレットを一度約120℃～150℃で溶融し、熱電対を試料内に挿入したまま、冷却固化したものをを用いた。

その他の実験方法は、前節4-1の(3)のセルロース物質の場合と同様である。実験結果は図4-26に示すとおり、重量変化は炎燃焼開始後はほぼ直線的に減少し、液面燃焼に近い状態にあることを示していた。

一方、試料内の温度については、No.3の熱電対の温度変化から、燃焼中の低密ポリエチレンの溶融状態の試料内の温度は、ほぼ150℃であることが推察できる。また、ある時間以後No.1、No.2の熱電対の温度が、約450℃で横ばい状態になっているが、このとき、No.1とNo.2の熱電対は溶融液面上にあり、しかも火炎部よりも下にあった。このことより、この450℃は炎燃焼中のプラスチック溶融液面近傍の分解ガス域の温度であり、逆にこの温度が燃焼中の低密ポリエチレンの熱分解温度にはほぼ等しいのではないかと思われる。なお、この実験におけるプラスチックの燃焼速度は、 $0.279\text{ g/cm}^2\cdot\text{min}$ であった。

試料 プラスチック（低密ポリエチレン）
 含水率 0%
 密度 1.02 g/cm^3
 初期重量 5.42 g
 可燃分 99.9%

温度測定位置

試料表面からの距離（燃焼前）

No. 1 3.0 mm

No. 2 5.0

No. 3 16.0

重量減少
(g)

温度
 $\times 100 \text{ }^\circ\text{C}$

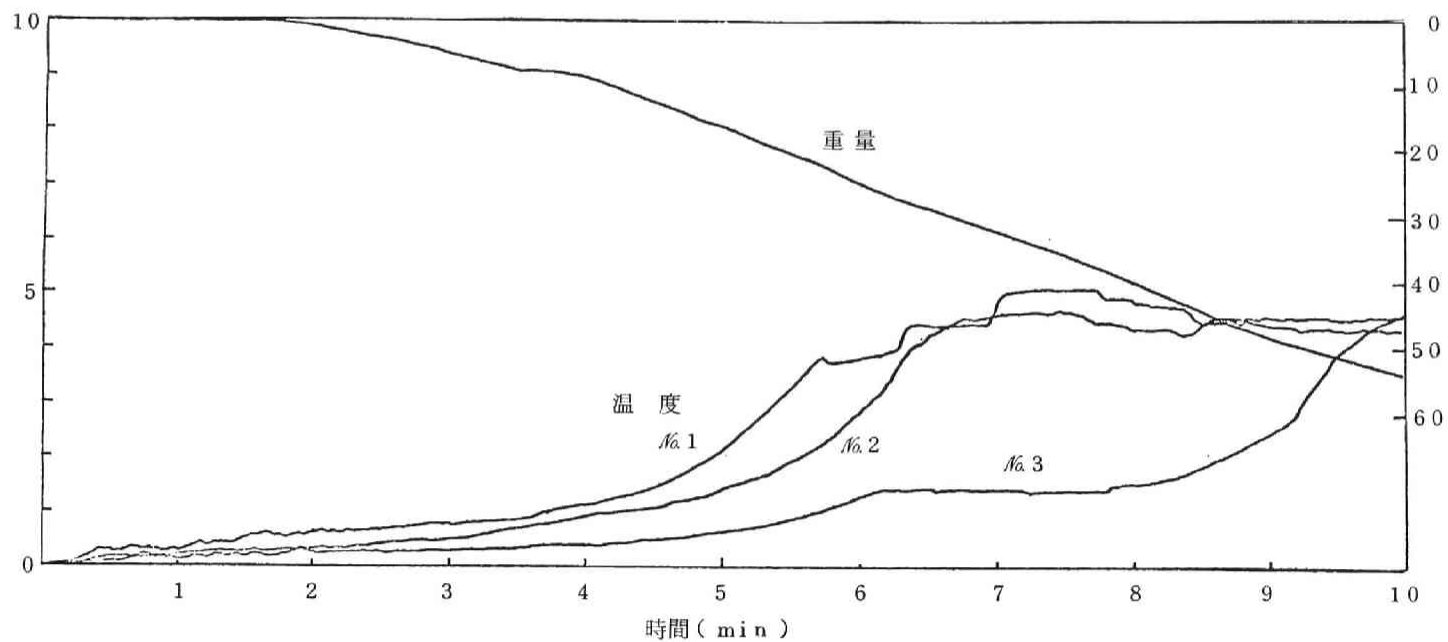


図 4 - 2 6 燃焼中のプラスチックの内部温度変化と重量変化

(3) プラスチックの床燃焼における送風量の影響

プラスチックの床燃焼において、送風量が燃焼速度に及ぼす影響を検討してみる。プラスチックの燃焼速度は、セルロース物質の燃焼と同様に、熱分解速度に支配されるので、ここでは、プラスチックの熱分解速度に及ぼす送風量の影響という形で検討している。実験装置は後章の図5-8に示す装置においてその下炉のみを使用している。

実験方法としては、各種プラスチックペレットの所定量をボート（長さ 600 mm ×巾 33 mm ×高さ 10 mm ）に入れ、所定の雰囲気温度に保たれた電気炉内に連続的に送入しつつ、ボート上の熱分解面へ空気過剰率 $0.1\sim 0.2$ の範囲で空気を送風し、その熱分解速度をボートの送入速度と炉内通過後のボート上の試料残留量とから測定する方法をとった。このとき、電気炉内ではプラスチック試料の熱分解のみが起り、分解ガスは炉の出口にてはじめて炎燃焼する状態であった。

実験の結果、一定の雰囲気温度で、単位床面積当りの送風空気量と、単位床面積当りの試料の熱分解量との関係は、図4-27のようになり、実験式としては、次式のような関係が得られた。

$$V = K \times Q^{0.7} \times \exp(E/RT) \dots\dots\dots(7)$$

ここに、 V ：単位床面積当りの熱分解速度（ $\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{min}$ ），

K ：定数，

Q ：単位床面積当りの空気送風量（ $\ell/\text{cm}^2 \cdot \text{min}$ ），

E ：活性化エネルギー（ kcal/mol ），

R ：ガス定数（ $\text{cal}/\text{mol} \cdot \text{K}$ ），

T ：雰囲気温度（ K ）

本実験から、プラスチックの炉内床面での熱分解速度、ひいては床燃焼速度は、熱分解面への送入空気量の増加にともなって増加することが明らかになった。この理由は明確ではないが、空気のかわりに窒素ガスを炉内へ流入させた場合にも、やはり流量とともに分解速度が増加したことから、空気送

風による分解面上の分解ガスの蒸気圧の変化が主たる原因ではないかと考えている。いずれにせよ、プラスチックの床面燃焼，もしくは床面での熱分解速度が，炉内の温度以外に送風によっても大きく変化することは知っておく必要がある。

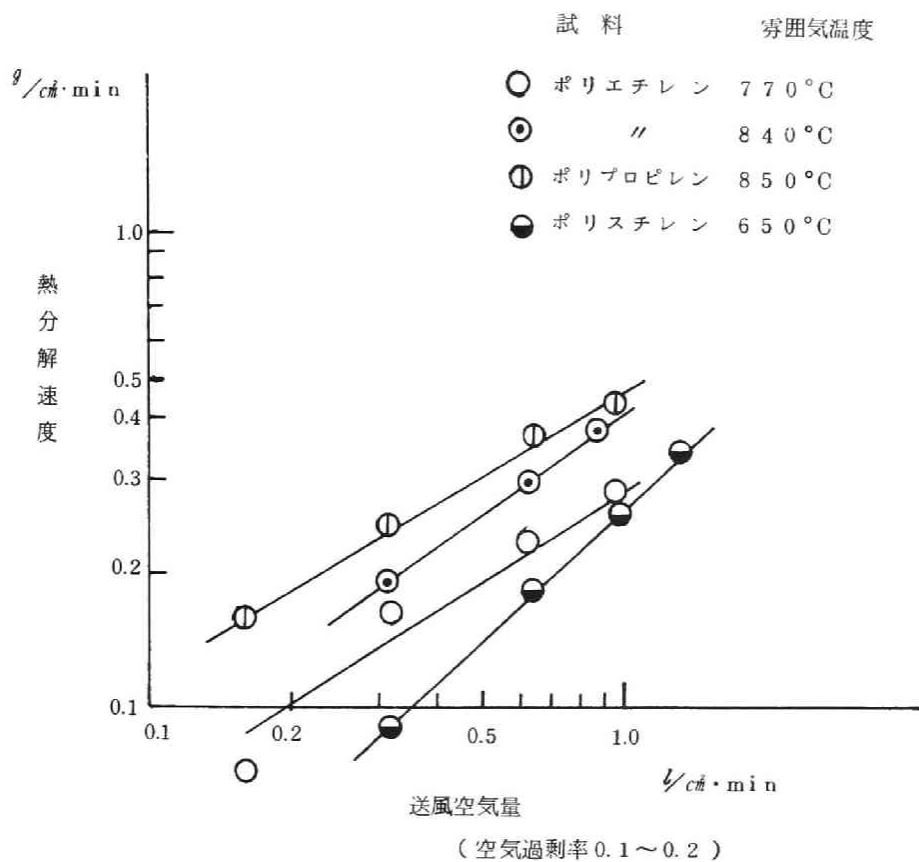


図 4 - 2 7 プラスチックの熱分解速度に及ぼす送風空気の影響

4-3 都市ごみの燃焼過程に関する研究

焼却炉の設計の基礎となる都市ごみの燃焼機構については、従来、熱精算の面からのみ検討がなされており、火格子上のごみ層、そのものの燃焼過程に関する研究は非常に少ない。若干あるような火格上のごみの燃焼に関する研究報告も J. E. L. Rogers¹⁶⁴⁾らの研究を除いてはほとんどが M. W. Thring¹⁵⁹⁾¹⁶⁰⁾¹⁶¹⁾や R. S. Silver¹⁶²⁾¹⁶³⁾以来の石炭燃焼の考え方の延長上にあり、炭素粒子の燃焼機構がその中心となっている理論的な説明のみに終わっている。

複雑な燃焼機構を有している都市ごみの燃焼過程を無理に数式化することは、現段階では疑問がある。現時点においては、J. E. L. Rogers¹⁶⁴⁾らが言うように理論的な展開の前にまず、火格子上でのごみの燃焼過程を種々の角度から充分に実験的に検討してみる必要がある。そこで、本節では、実際の生ごみを用いて燃焼実験を行ない、実験的に都市ごみの火格子上の燃焼過程を明らかにしようとした。

(1) 都市ごみの燃焼速度に関する研究

都市ごみの焼却処理において、都市ごみの基本的な燃焼形態は、連続式焼却炉においても、バッチ式焼却炉においても、火格子（ストーカ）上での下方からの通風を受けての燃焼である。そこで、この火格子上での下方から空気を供給された状態での都市ごみの燃焼機構を解明するために、実際の生ごみを用い、実験炉において焼却実験を行なった。本実験では、特に燃焼速度もしくは焼却速度が、都市ごみ自身の持つ燃料特性であるみかけ密度や含水率によって、どのような影響を受けるかを中心に検討してみた。

この実験的研究は、前節で行った純セルロース物質の燃焼実験を、実際の都市ごみの場合に延長してみたものである。

実験装置を図4-28に示す。これは、断熱構造で内容積が500mm×500mm×750mmの実験炉内に、底部を火格子（面積350×350）とした鉄製容器を、ストレーンゲージに直結したワイヤーで吊った機構になっている。この鉄製容器内に所定密度、所定水分の試料ごみを入れ、下部より約300℃の熱空

気を $1500 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ で送風することによって燃焼させ、その重量変化ならびに燃焼ガスの組成変化を測定し、火格子上での都市ごみの燃焼機構を明らかにしようとした。

通常の連続式機械焼却炉では、ストーカ下部からの1次空気は、都市ごみの乾燥促進を考慮して $200^\circ\text{C} \sim 250^\circ\text{C}$ に加温されたものを用いるので、本実験での焼却条件は、実際のごみ焼却炉のストーカ上のごみ層の一部を、ある程度シミュレートした形となっている。

実験に使用した都市ごみ試料としては、京都市内の収集日の実際の家庭ごみより、厨芥と紙類とを分離し、所定の含水率になるように厨芥と紙類とを再混合し、2日間密封保存したものを用いた。

このとき、厨芥の平均含水率は70%（湿ベース）、また紙類のそれは30%（湿ベース）であった。一方、燃焼ガスの組成分析では、塩化カルシウムによって水分を測定し、また CO_2 、 CO 、 N_2 、 O_2 の分析にはガスクロマトグラフを使用した。

実験結果の重量変化曲線の代表例を図4-29に示す。この図では、燃焼中のごみ層の重量変化が直読できる形で表現されている。すなわち、熱風の送風開始より着火までの重量減少は水分の蒸発のみによるものであり、また着火後の重量減少（・印）は、水分の蒸発と可燃分の燃焼とによるものが重なったものである。そこで、この燃焼時、特に炎燃焼時における可燃分のみの減少を、燃焼ガス組成から可燃分をセルロース物質（ $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$ ）組成と仮定して逆算し、水分の減少と分離した形で（○印）表示している。

図4-29は、これを前節の純セルロース物質の燃焼パターンの図4-13に対応させると、若干燃焼条件は異なるが、乾燥過程(a)はⅠ区間に、主燃焼過程(b)はⅡ区間に、後燃焼過程(c)はⅢ区間に対応できる。しかし、この場合は最も重量減少の激しい、すなわち燃焼速度の速い区間である主燃焼過程は、全燃焼過程の中では比較的短い時間を占める。

この主燃焼過程でのごみ中の可燃分のみの重量減少が、含水率や初期ごみ層密度（乾ベース）によってどのように変化するかを示した一例が図4-30

である。

ここで、前節の純セルロース物質の燃焼速度と比較するため、 $(\frac{\dot{m}}{\rho_0})_s \div (\frac{\dot{m}}{\rho_0})_{\max}$ として本実験の場合の $(\frac{\dot{m}}{\rho_0})_s$ と ρ_0 の関係をみると、 $-(\frac{\dot{m}}{\rho_0})_s \propto \rho_0^{-1.1}$ となり、前節の純セルロース物質の燃焼実験の場合よりも若干 ρ_0 の影響が大きくなっている。

一方、燃焼速度におよぼす水分の影響については、実験Dataのばらつきが多く、残念ながら本実験では明確な関係が求められなかったが、主燃焼終了（消炎点）までの可燃分焼却効率（RE）を、

$$RE = \frac{\text{主燃焼終了までの可燃分燃焼量}}{\text{乾燥期時間} + \text{主燃焼時間}}$$

と定義すると、RE と水分の関係は図4-31のようになり、RE に対して水分の影響があることは明らかである。

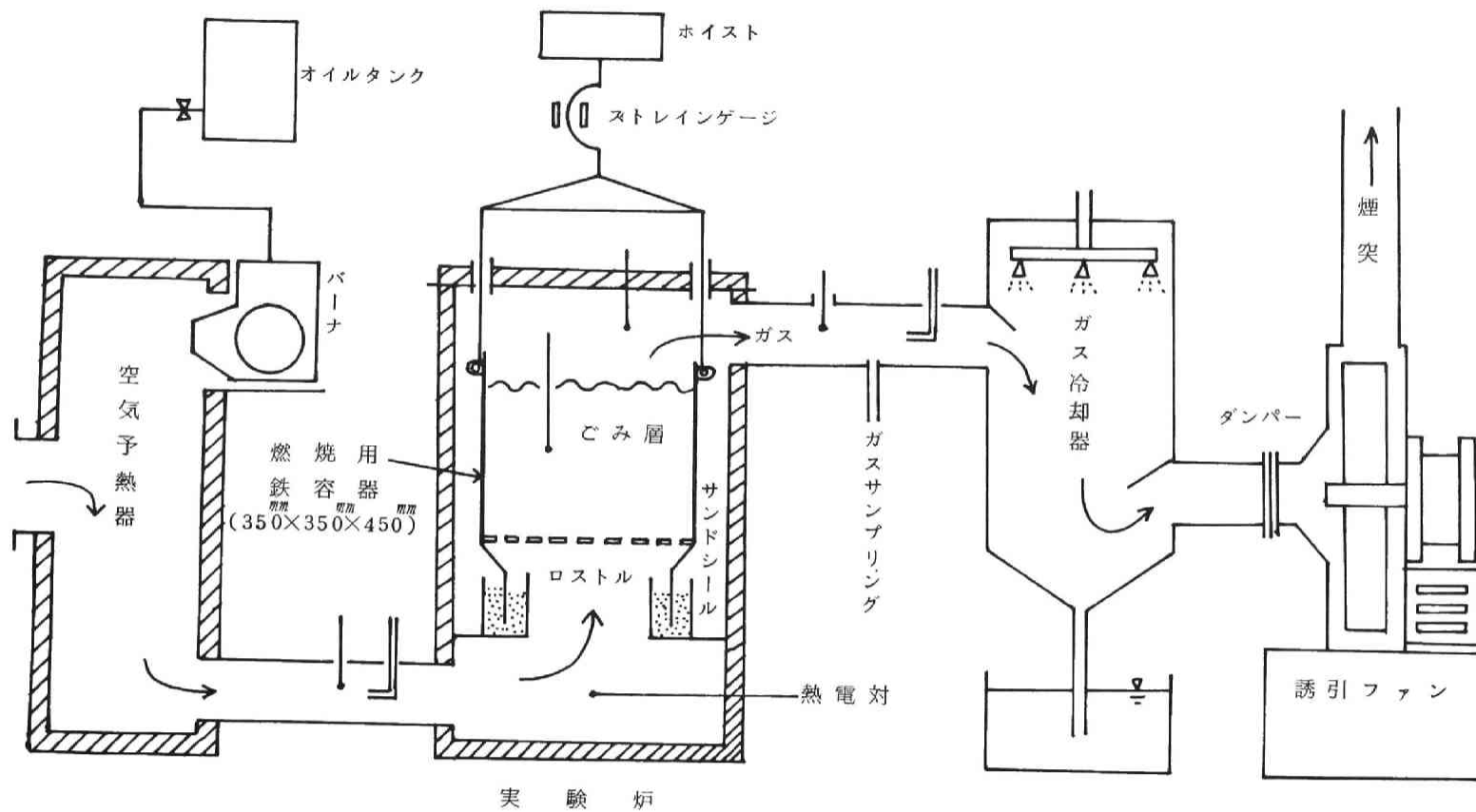
本実験では、重量がほぼ恒量になった時点で打切ったが、この時点での単純な焼却率 $(\frac{\text{ごみ減少量}}{\text{初期ごみ量}})$ と初期水分の関係も、図4-32のように水分が50%を越えると、その影響が顕著となる。

この都市ごみの燃焼過程における水分の挙動をもう少し検討してみると、本実験で各重量減少曲線から、着火時と消炎時とでのごみ層の含水率は、表4-5および表4-6のように推算できる。このことから、火格子上の都市ごみの燃焼においては、着火時点ではごみ層の表面のほんの一部が乾燥して着火しているが、ごみ層内部はほとんど乾燥はしていないことがわかる。

また消炎時点、すなわち主燃焼が終了したと思われる時点でさえ、初期含水量に比して多くの水分が残留している場合がある。この場合、実際に燃焼終了時に火格子上の黒灰を調べてみると、局所的に厨芥類がほとんど最初の姿そのまま残存している。このような現象は、水分分布が不均一な都市ごみの焼却においては、充分認知しておく必要がある。

また、各実験の乾燥過程の重量減少曲線から、300℃の高温空気の通風条件下では、都市ごみの乾燥は、着火まで恒率乾燥過程とみなしてよいことがわかる。さらに送風空気温度については、200～250℃では着火する

までに一時間以上かかるが、250℃以上になると10～20分で着火することから、通常の連続式の機械焼却炉での火格子下の押込み予熱空気の温度は、ごみ層の乾燥が目的であるので、これを250℃以上に上げるのはかえってまずいことなども、本実験から明らかとなった。



実験炉内容積
(500^{mm}×500^{mm}×750^{mm}(高さ))

図4-28 都市ごみの燃焼過程測定用実験炉

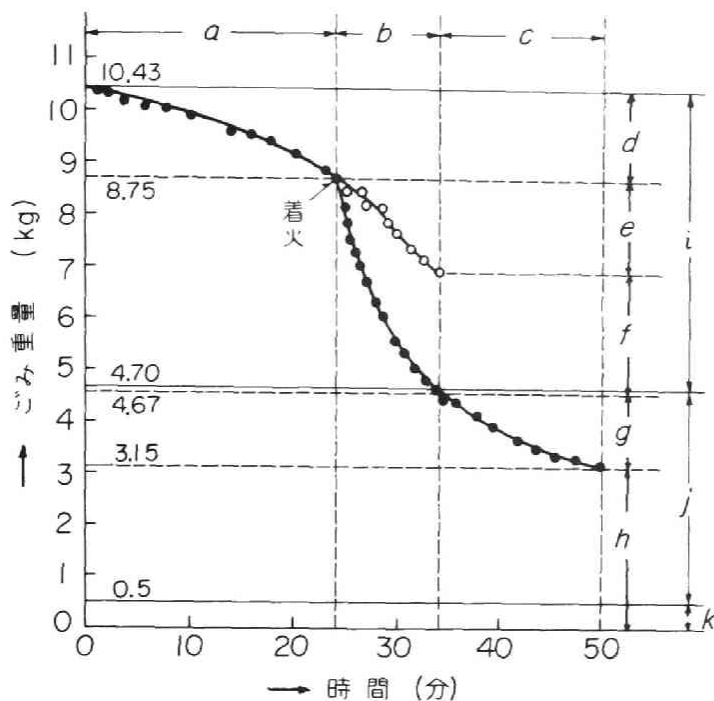


図4-29 都市ごみの焼却過程における重量減少

a:乾燥過程. b:炎燃焼. c:後燃焼.
d:水分蒸発. e:水分減少. f:可燃分減少.
g:後燃減少. h:未燃分量. i:初期水分量.
j:初期可燃分量. k:不燃分.
(試料 10kg, 厨芥:紙=7:3, 密度 $182\text{kg}/\text{m}^3$, 含水率58%)

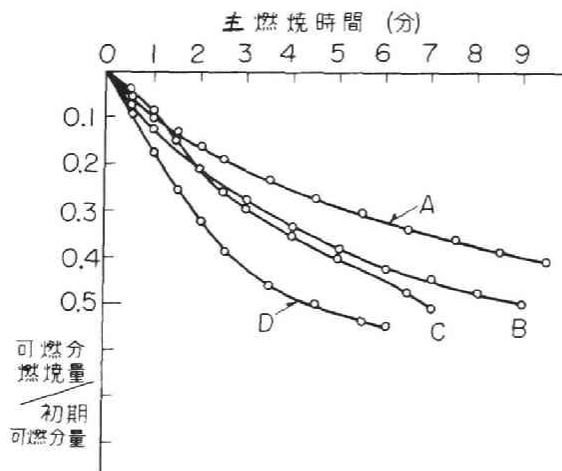


図4-30 都市ごみの可燃分の燃焼過程におよぼす初期密度の影響

ごみ層の密度(乾ベース)
A: $91.0\text{kg}/\text{m}^3$. B: $72.8\text{kg}/\text{m}^3$.
C: $54.5\text{kg}/\text{m}^3$. D: $35.5\text{kg}/\text{m}^3$.
(厨芥:紙=5:5, 含水率50%)

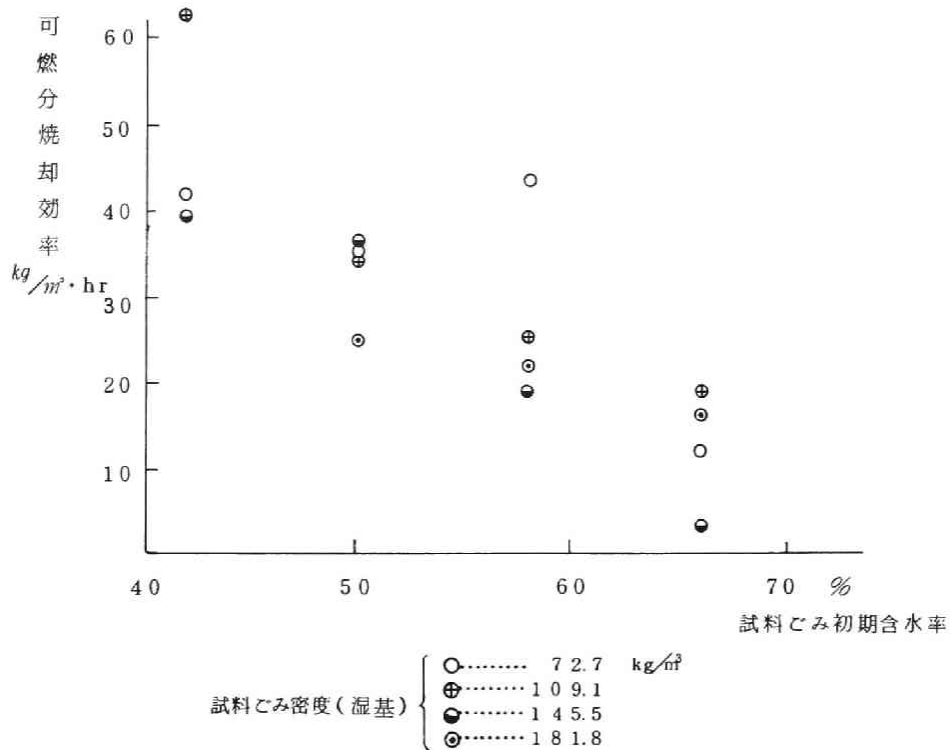


図 4 - 3 1 都市ごみの可燃分焼却効率に及ぼす初期含水率の影響

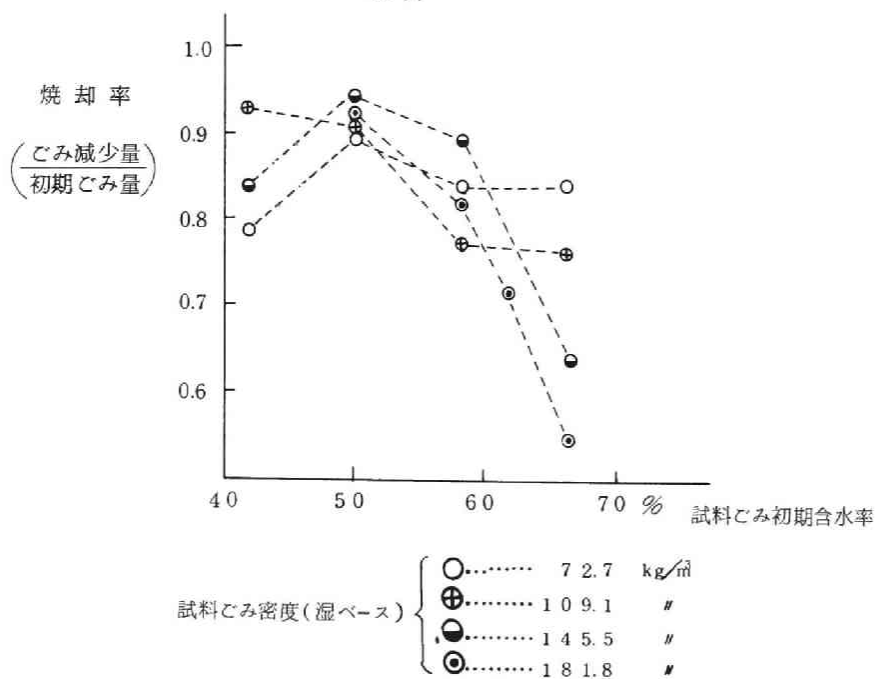


図 4 - 3 2 焼却率に及ぼす水分の影響

表 4-5 都市ごみの焼却実験における着火直前のごみ層含水率
%(湿ベース)

初期 ごみ層密度 (湿ベース) kg/m^3	初期 含水率	6 6.0 %	5 8.0 %	5 0.0 %	4 2.0 %
7 2.7		4 7.9	5 0.0	3 3.3	3 7.9
1 0 9.1		5 0.0	5 0.0	3 6.3	3 6.7
1 4 5.5		5 4.9	4 8.2	3 0.6	3 4.2
1 8 1.8		5 7.6	4 9.5	4 6.2	

表 4-6 都市ごみの焼却実験における消炎時のごみ層の残留水分率

$$\text{残留水分率} = \left(\frac{\text{残留水分量}}{\text{初期水分量}} \times 100 \right) \% \quad \%$$

初期 ごみ層密度 (湿) kg/m^3	初期 含水率 (湿ベース)	(厨 芥 : 紙) (9 : 1)	(厨 芥 : 紙) (7 : 3)	(厨 芥 : 紙) (5 : 5)	(厨 芥 : 紙) (3 : 7)
7 2.7		6 6.0 %	5 8.0 %	5 0.0 %	4 2.0 %
1 0 9.1		2 3.0	4 7.8	0	0
1 4 5.5		5 5.0	2 2.9	6.7	3 1.0
1 8 1.8		4 1.5	2.2	0	0
		5 2.2	2 7.6	0	

(2) 都市ごみの焼却過程における火移り速度に関する研究

前述したように、酸素が充分存在する雰囲気下での熱伝導率の低い固体の燃焼においては、その燃焼速度を支配するものは、燃焼部から未燃焼部への熱の供給速度（熱移動）である。

このことは、都市ごみの焼却炉の火格子上でのごみ層の燃焼においてもいえることである。この場合、ごみ層上部の燃焼部から、下部の未燃焼部へのごみ層内での熱移動が問題となる。この熱移動、ひいては温度伝播の具体的な結果は、ごみ層内での火炎部（燃焼部）の下方への移動現象として現われる。

こうした固体燃料層内の燃焼部の移動速度を「火移り速度」と称し、石炭などの火格子上の固体燃料の燃焼過程を把握する上で、熱の移動現象や温度の伝播速度を示す重要な因子として取扱われている¹⁶⁷⁾。

水分の多い都市ごみの焼却においては、その燃焼速度を速めるために、いかにこの「火移り速度」を速くするかが重要な課題となる。

そこで、この火格子上のごみ層の下方への火移り速度に関し、実際の都市ごみを試料を用いて、バッチ式実験炉において行なった実験、ならびにごみ層のモデルを純セルロース物質のろ紙の充填層に求めて行なった実験、を合せて以下に報告する。尚、最近、J. E. L. Rogersら¹⁶⁴⁾が模擬ごみを用いて同様な実験的研究を行なっているのでこれらとも比較検討してみる。

(1) 都市ごみの下方火移り速度に関する実験

ごみ焼却炉内の火格子上の都市ごみ層での下方への火移り速度が、ごみ層自身の性状（含水率や密度）と送風量とによってどの様に変化するか、またそのときの火移り速度と可燃分燃焼速度の関係はどのようになるかを知るために、図4-33に示すようなバッチ式の実験炉（火床面積 0.25 m^2 高さ 1 m ）を作成し、実際の都市ごみ試料をごみ層密度 $50 \sim 60\text{ kg/m}^3$ （乾）の範囲で、含水率 $10 \sim 40\%$ の間に変化させて充填し、炉内の上部よりバーナにて加熱する形態で、ごみ層の下方から強制的に通風し、ごみ層にあらかじめ設置した熱電対の指示温度の変化より、下方への燃焼面の

移動速度，すなわち「火移り速度」を測定する実験を行なった。またこのときの燃焼ガスについてはオルザットによるガス分析を行ない，これより単位時間当り単位火床面積当りのごみの可燃分燃焼速度を逆算した。

尚，同様な実験を行なった J. E. L. Rogers¹⁶⁴⁾らの実験装置の概略は図 4-34 に示すとおりであるが，彼の場合，試料ごみには，木片と空カンの混合物（水分 25% 不燃分 15%）と粉碎ごみ（水分 25% 不燃物 27%）との 2 種類を用いている。また，燃焼速度は，直接 Load Cell にて重量減少量として測定している。他は，ほぼ同じ方法にて実験を行なっている。

(ロ) ろ紙充填層内の下方火移り速度に関する実験

前述の都市ごみの火移り速度に関する研究の補足的な実験として，火格子上の都市ごみのモデルをろ紙充填層にとって火移り速度の実験を行ない，ごみ層の下方火移り速度の定性的な検討を加えた。

このろ紙充填層の実験装置は，図 3-35 に示すようなものである。断熱材に覆れた透明石英管（高さ 20 cm 火床 20 cm）内に，ろ紙の塊り（径 2～3 cm）を充填密度，乾基準で 0.038 g/cm^3 として充填し，下方より所定量の空気を送風しつつ，上方より着火し，下方への燃焼面の移動を目視によって測定する実験を行なった。

以上の 2 つの関連した火移り速度に関する実験の予備実験において，この種の外部加熱や炉内蓄熱がなく，しかも攪拌もないような単純静置の固体燃料層において上方着火による下方への火移りが持続するためには，燃料の含水率が湿ベースで 40% 以下である必要があることが判明した。

このため，本実験は，試料含水率の範囲を 0～40% として行なわれている。

(ハ) 実験結果および考案

火移り速度に関する実験において，まず，含水率と火移り速度に関係をみると，図 4-36 に示すように，都市ごみの下方への火移り速度は含水率によって顕著な影響を受けているがこれは，ろ紙充填層による補足実験の結果（図 4-37）とも，よく一致している。

この含水率と火移り速度との関係は、前述した含水率と定常燃焼速度との関係と同様ほとんど研究されていないが、上述の結果からみて実際のわが国のごみのように含水率50%近くの場合には、火移り速度は恐らく非常に大きな影響を受けるものと思われる。すなわち、50%以上の含水率の都市ごみ層が無攪拌、静置状態では、定常的な下方への燃焼面の移動（火移り）は困難であり、したがって何らかの方法、たとえば、ごみ層の攪拌や予熱空気による加温などによってごみ層内への熱供給をできるだけはかり、火移り速度を速める必要がある。現実我国で使用されているストーカでは、その面での工夫がさかんに行われている所似である。

次に、火移り速度と送風量との関係を見ると図4-38のろ紙による実験で示すように、送風量が増加するにつれて、火移り速度は急激に増加するが、ある送風量以上になると今度は逆に送風量の増加とともに、火移り速度は徐々に減少する。

これは、燃焼層（火層）の温度に起因しているものと考えられる。すなわち、送風量がゼロから徐々に増加すると、火層において充分燃焼が行なわれるようになり、その結果、火層内の温度は上昇し、下方の未燃焼部への熱伝達（主として輻射による）が促進され、火移り速度を速める結果に作用するが、ある送風量以上になると送風空気は火層の温度をむしろ冷却する作用として働き、したがって送風量の増加とともに次第に火移り速度を減少させる結果となる。この現象を火層の厚さで見ると図4-39に示すように送風量の変化とともに火層の厚さが漸次減少しており、未燃焼部への熱供給源としての火層の厚さの減少が、火移り速度の減少へとつながっている。また、この火層の厚さは、火移り速度（着火速度）と燃焼速度（燃えきり速度）との差としての指標にもなりうるものであり、J.E.L.¹⁰⁴⁾ Rogersらの実験においても図4-40に示すように燃焼状態が定常の場合、火層の厚さもほぼ一定という結果となっている。

紙が充填された形での下方への火移り現象に関しては、空間内の熱輻射が非常に大きな因子となっているという研究報告が、J. P. Stumbarらに¹⁰⁸⁾

よってなされている。また、1枚の紙を燃焼させたときより、2枚の紙を並べて燃焼させた時の方が、約2倍近い速さで下方へ火が移るという報告¹⁶⁰⁾もあり、このことなども考え合えると都市ごみの火格子上の燃焼機構を考える上で、ごみ層内空隙における熱輻射は温度伝播（熱移動）の重要な因子であるといつて間違いはなさそうである。

最後に、火移り速度と燃焼速度、ならびに送風速度と燃焼速度との関係を検討してみる。

図4-41に、都市ごみにおける火移り速度と可燃分燃焼速度との関係を示す。火移り速度が速くなればそれだけ燃焼速度も速くなる傾向にあり、火移り速度による燃焼速度支配が明らかである。なお、空気量が現論空気量以下の非常に少い場合には、火移り速度と可燃分燃焼速度とは完全には比例しないであろうことは推察できる。

一方、送風量と燃焼速度との関係は、都市ごみを用いた実験炉での実験では、送風量を $544 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ と $720 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ とに変化させてみたが図4-36、図4-41にみるごとく火移り速度および可燃分燃焼速度ともに顕著な差は見られなかった。この原因は、1つには、図4-38に対応させてみて送風量が火移り速度のピークを越えた領域にあったこと、1つには、J. E. L. Rogers¹⁶⁴⁾の実験結果図4-42にみるように、ごみ層の密度が小さい場合には燃焼速度は送風量の影響をあまり受けないことなどによって説明がつけられよう。

このことから、推察すると、実際のごみ焼却炉の火床においては、通常 $700 \sim 1000 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ 程度の送風が行なわれているが、この送風量の領域では、ごみ層密度が乾基準で $100 \text{ kg}/\text{m}^3$ 以下の場合送風量の変化による火移り速度や可燃分燃焼速度の変化はさほど大きく生じないと思われる。

なお、実際のごみ焼却炉における連続式ストーカ上での下方火移り速度は、通常の場合、初期ごみ層厚さ $0.9 \sim 1.0 \text{ m}$ および乾燥火格子と主燃焼火格子とにおける滞留時間（後燃焼時間を除く） $60 \sim 80$ 分から計算し

てほぼ 1.0 m/hr 前後とみてよい。

この火移り速度の絶対値が実験結果と実際炉とで異なるのは、1 つには含水率の差にもよるが主たる原因は、ごみ層の密度の差によるものである。実際の炉の場合ストーカ上のごみ層の密度は、湿ベースで約 300 kg/m^3 、乾ベースで 150 kg/m^3 程度であるが、本実験の場合乾ベースで $50\sim60\text{ kg/m}^3$ と約 3 倍近い密度差がある。前に述べたように、ごみ層の熱移動の主因子は、ごみ自身の熱伝導よりごみ層内空隙の熱輻射によることから考えると、当然の差といえる。今後、実設計の基礎資料としての火移り速度の研究においてはさらに、ごみ層密度の高い ($100\sim150\text{ kg/m}^3$ (乾)) 場合、および攪拌の効果などを検討する必要があるだろう。

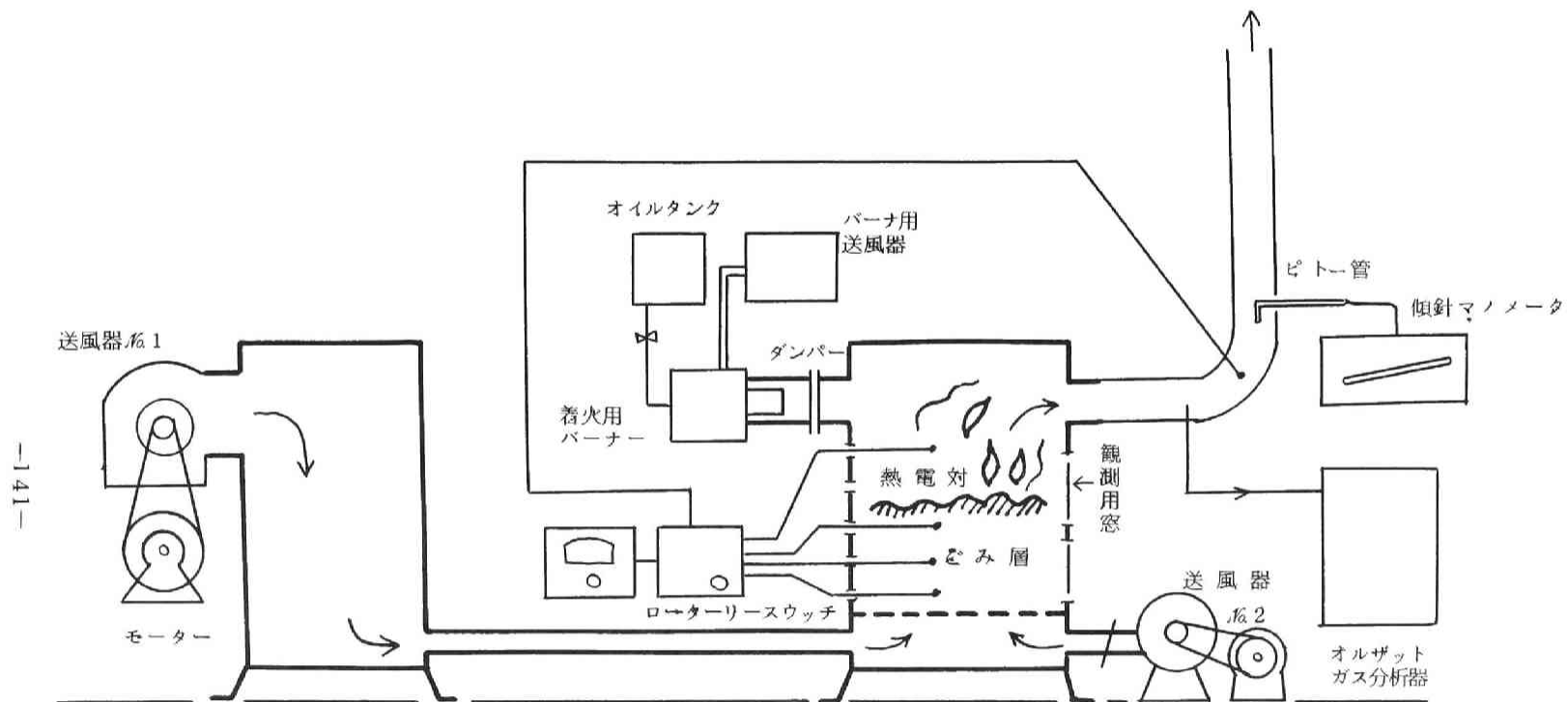


図4-33 都市ごみの火移り速度測定用実験装置

炉容積：火床 $0.25 \text{ m}^2 \times$ 高さ 1.0 m

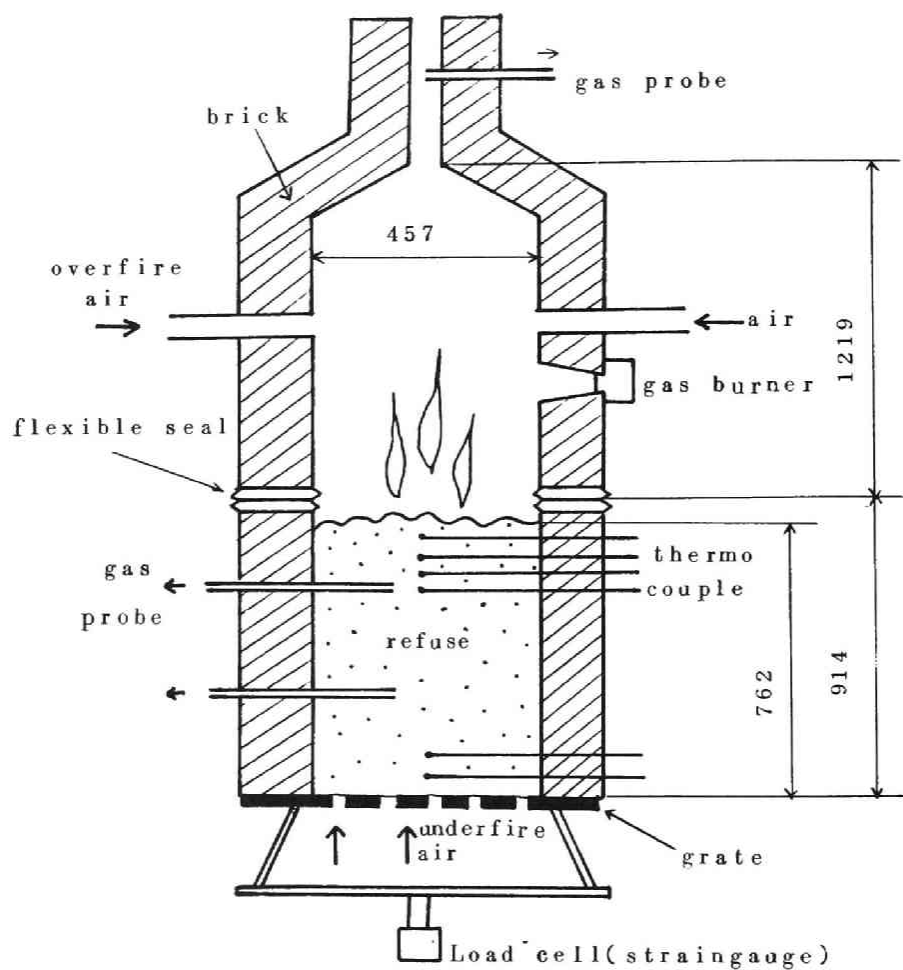


図4-34 J. E. L. Roger らの実験炉、断面図¹⁶⁴⁾
(単位 mm)

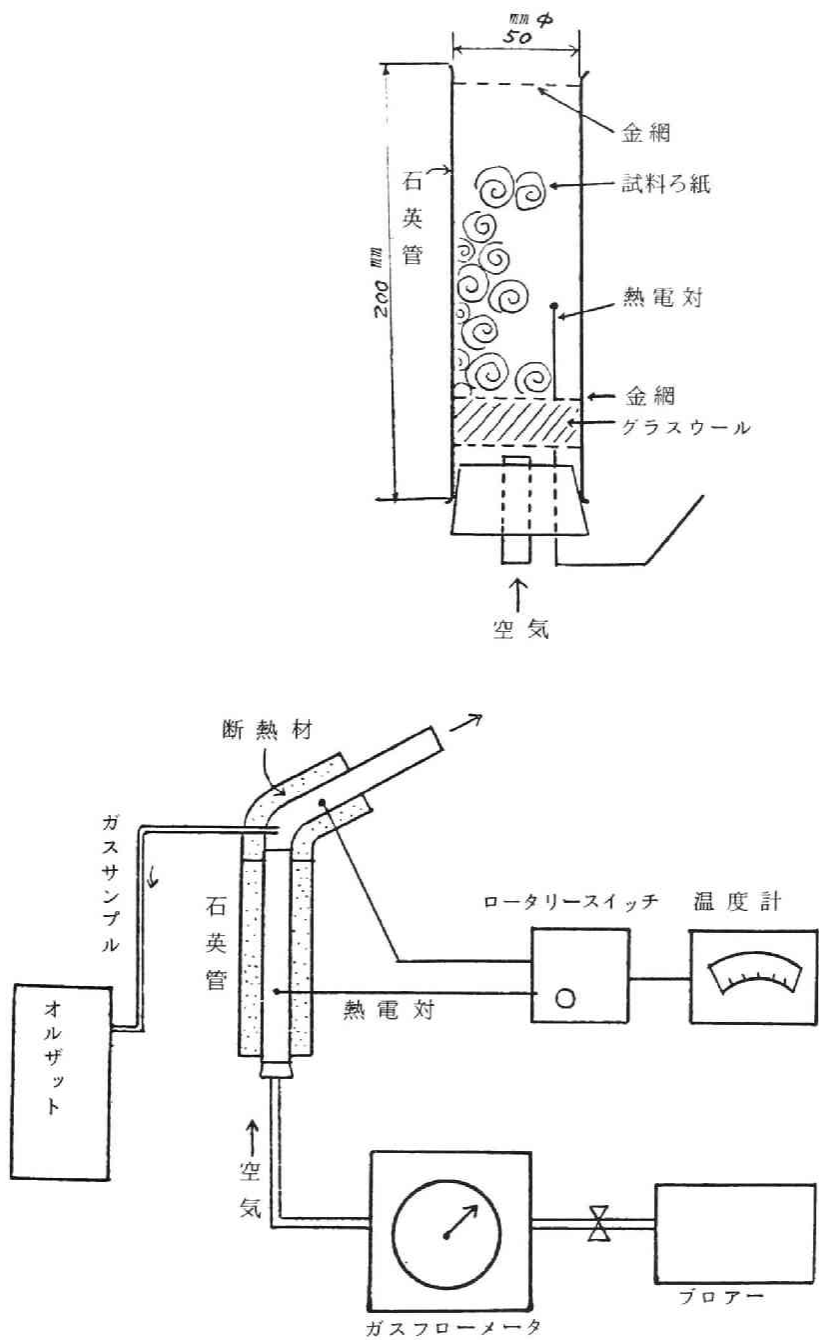


図 4 - 3 5 充填ろ紙層の火移り速度の実験装置説明図

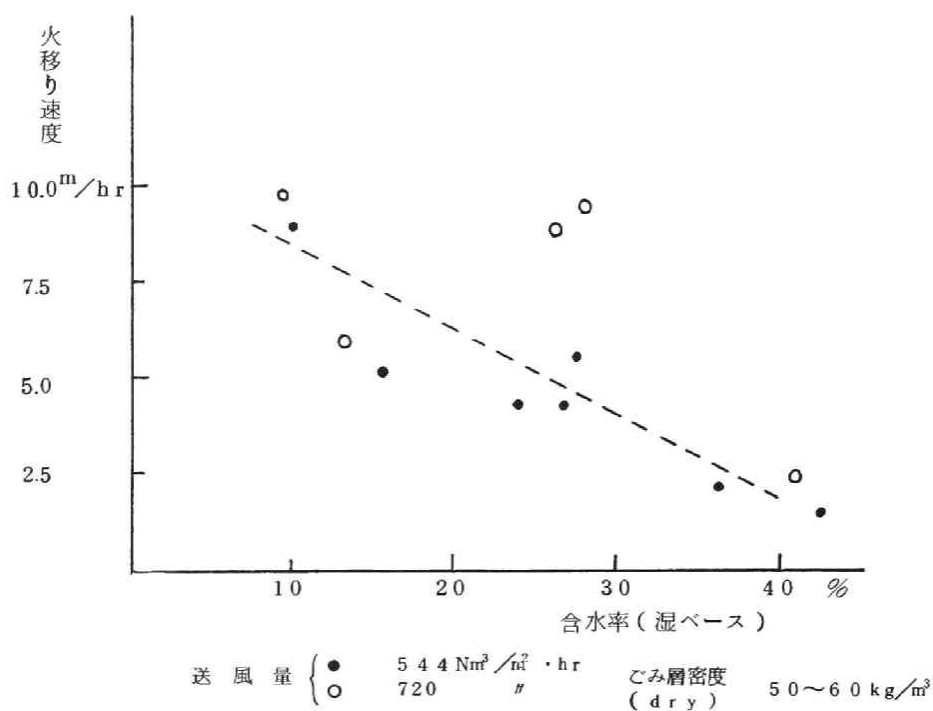


図4-36 都市ごみ層における下方火移り速度と含水率との関係

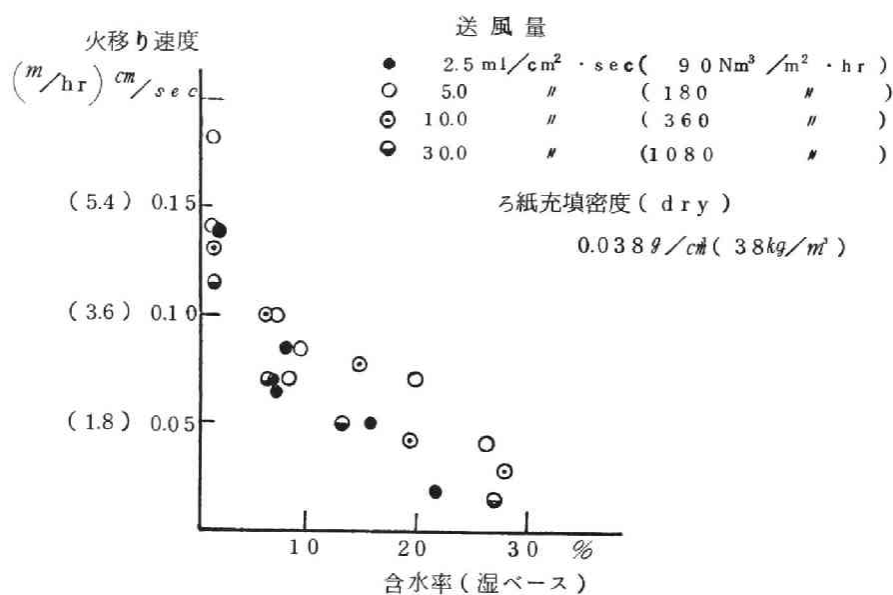


図4-37 ろ紙充填層における下方火移り速度と含水率との関係

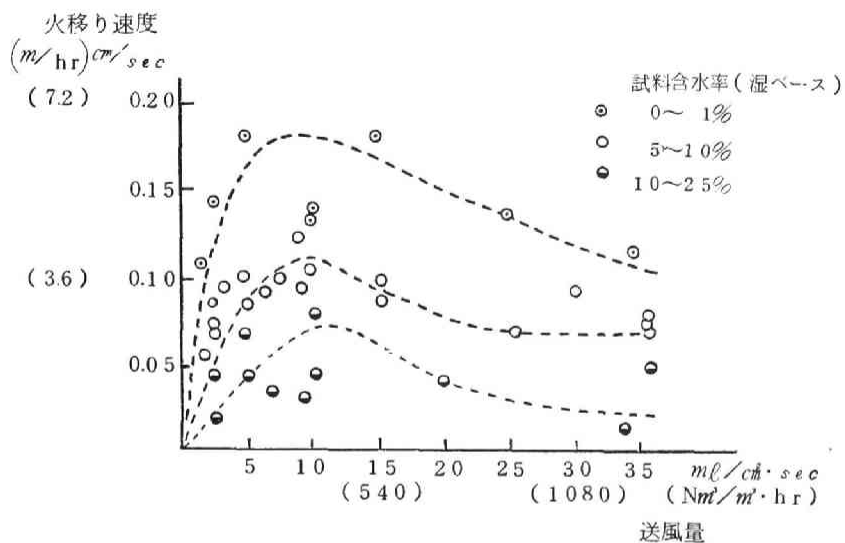


図4-38 下方への火移り速度と送風量の関係
(石英管内にろ紙を充填した実験、充填密度 $0.038 g/cm^3$)
(dry)

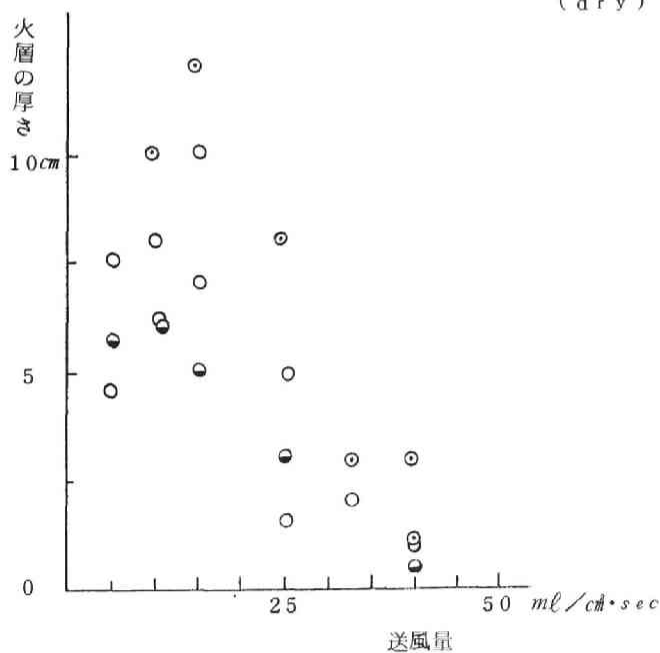


図4-39 送風量と火層厚さの関係
(石英管内ろ紙充填層の下方火移り燃焼の場合)

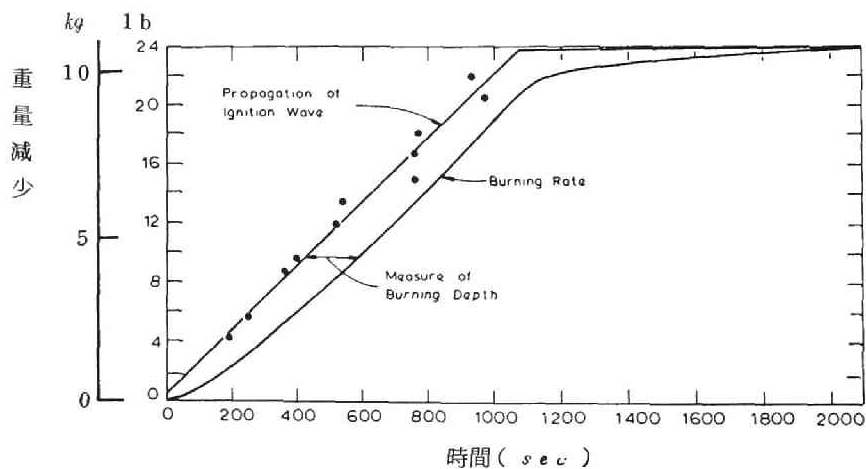


図4-40 微粉碎ごみの床燃焼における
着火面の移動と燃焼速度

(火格子下通風空気量 $1342 \text{ kg/hr} \cdot \text{m}^2$)
(ごみ層密度(湿ベース) 131.2 kg/m^3)
(ごみ層厚さ 0.76 m)

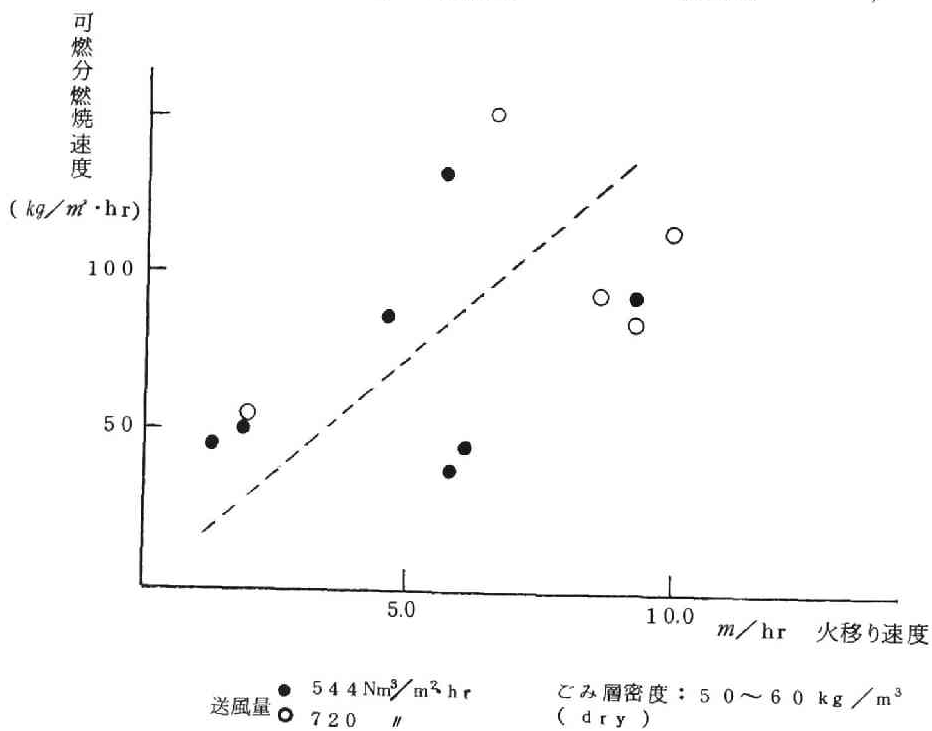
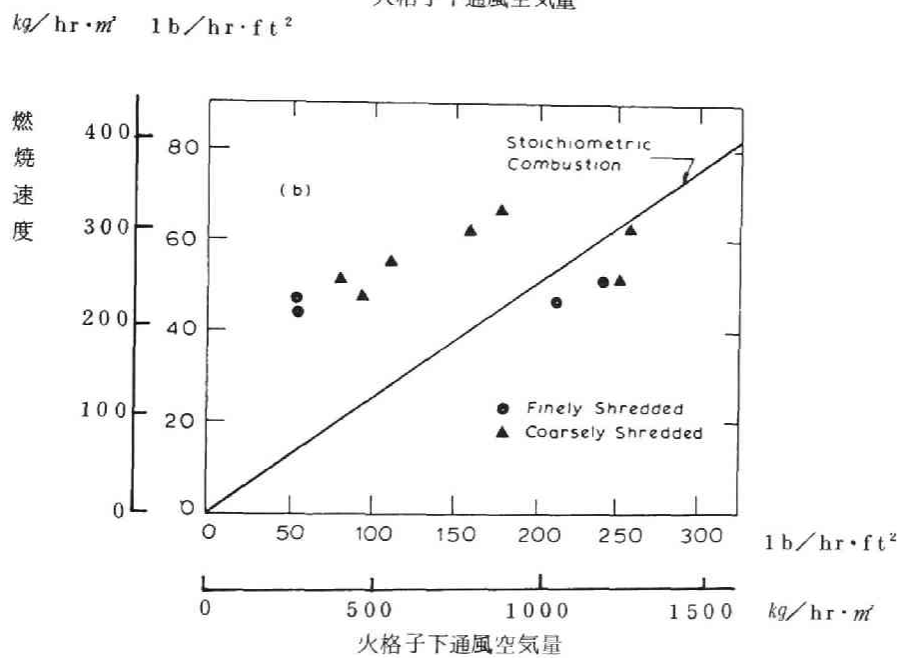
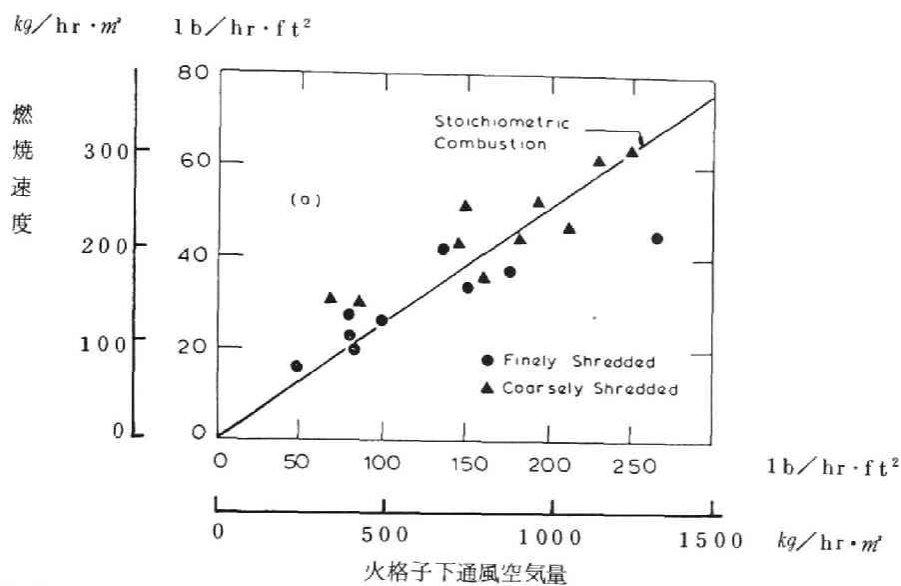


図4-41 都市ごみ層の下方火移り速度と可燃分燃焼速度との
関係



164)

図 4-4 2 粉碎ごみの燃焼速度と空気量との関係

(a) 初期ごみ層密度 115.2~168 kg/m^3 (湿)

(b) " 67.0~115.2" (湿)

4-4 パイロットプラントによる焼却処理実験

本節では、都市ごみ中に含有量が増加しつつあるプラスチックに焦点をあて、この廃プラスチックを単独に焼却処理する場合と、都市ごみと混合処理する場合とに分け、各々どのような形態の焼却炉を開発する必要があるかを、パイロットプラントを製作するとともに、その焼却処理実験を通じてこれらの有効性や問題点を検討した。

なお、本節で述べる研究報告は、前節ならびに第5章に述べる一連の燃焼実験と並行して行なわれた焼却炉の開発研究の結果でもあるが、ここでは特に焼却条件と燃焼ガスとの関連を中心に簡単にまとめるにとどめる。

(1) パイロットプラントによる廃プラスチックの焼却処理に関する研究

前節に述べたようなプラスチックの純粋な形での燃焼の研究と並行して、実際面での廃プラスチックの焼却処理は、どのような形で行なうのが最も妥当であるかを、パイロットプラントを用いて検討した。

この実験炉の概要を図4-40に示すが、その基本的な考え方は次のとおりである。すなわち、通常のごみ焼却炉のストーカでは、プラスチックのように熱を受けると溶融する物質は、ストーカのすき間から落下して焼却できないので、ストーカを皿状（パン型）とし、燃焼用空気を側壁から送入する形式で、いわゆる液面燃焼に近い燃焼方式をとっていることである。また、廃プラスチックを連続的にストーカ上を移動させ、しかも焼却残渣も連続的にストーカから取り出せるようにスクレーパーを取付けている。このストーカを模式的に示したのが図4-41である。

このパイロットプラントの設計仕様の概略は、次のとおりである。

処理能力：50～60 kg/hr（発熱量 7,000～9,000 kcal/kg の廃プラスチックに対し）

火床面積：0.60 m²（1.2 m×0.5 m）

火炉容積：4.4 m³

スクレーパー速度：4.0 m/hr

送風機：25Nm³/min

排風機：40Nm³/min 及び 60Nm³/min

実験用試料は、京都市清掃工場に持ち込まれる実際の廃プラスチックを、種類別に約5～10kg単位に計量したのち、これらを炉に投入するという方法をとった。

実験結果は、表4～7に示すように排ガス測定を中心としてまとめているが、廃プラスチックに対する連続的な焼却の可能性は、十分に期待できるものであった。すなわち、パン型炉床は熱可塑性のプラスチックには非常に有効であり、炉内温度が700℃以上である場合、投入された廃プラスチックは2～3分で液状になり、パン炉床の上で熱分解し、分解ガスは送風ノズル付近で空気と接触し、気体燃料の混合拡散燃焼に近い形で燃焼した。火炉容積や投入量などを変化させ、種々実験を行なったが、この種のパン型ストーカの火床負荷は800,000kcal/hr・m²程度、すなわち燃焼率90～100kg/hr・m²が、最も妥当なところであろうとの結論を得た。

これらの値は、前節の純粋なプラスチック・ペレットの燃焼速度の実験結果から見ても、妥当な値と思われる。

次に、スクレーパの効用については、焼却物の炉内への移動効果もさることながら、むしろ灰出しの効果が大きいことが判明した。これは、実際のプラスチックの廃棄物においては、純粋な形でのプラスチック製品は少なく、種々の他の物質との混合物としてのプラスチック製品が多く、たとえば強化剤としての金属やガラス繊維、増量剤としての無機物質などが、こうした混合物である。また、廃棄物ゆえの付着土砂も多く、いわゆる焼却後灰分となるものが、予想以上に多く存在する。このように、廃プラスチックの焼却処理においては、焼却残渣の存在を充分考慮しておく必要がある。

次に、炉への投入方法であるが、通常のごみ焼却炉のような、焼却物である廃棄物の自重を利用したポッパー形式は、廃プラスチックの場合は若干困難であると思われる。すなわち、通常のごみの場合、比重は概略0.2～0.3であるが、廃プラスチックの場合、種々の形態が考えられるが、たとえば、

フィルム状のような場合、その比重は 0.01 ～ 0.02 のオーダーが多く、自重を利用しにくいことと、また火移りが速く、廃プラスチックによるポップーのシールは困難であることなどにより、連続的に炉内へ廃プラスチックを投入する工夫が今後は検討されなければならないと思われる。

表 4-7 に示すように、排ガス中のばいじん量（媒量）が、平均 1 g/Nm^3 と予想以上に多かったが、その理由の第 1 は、試料投入が完全な連続式でなく、5 ～ 10 kg 単位のパッチ式の投入であったこと、また第 2 には、実験時間の制約により、助燃時間が十分でなく、有効火炉容積が実際には設計仕様より小さかったためであると考えられる。しかし、この媒量を減少させることは、大規模な連続投入式の炉では充分可能であると思われる。

表4-7 廃プラスチック専焼実験結果

廃プラスチック		ポリエチレン			ポリプロピレン			ポリスチレン			ポリ塩化ビニール			ポリエステル		
燃料特性	形状	フィルム状			洗剤容器			発泡シート状			パイプ状			もち状		
	発熱量($kcal/kg$)	10,500			10,760			9,690			4,680			5,290		
	焼却方式	ポリエチレンのみ			ポリプロピレンのみ			ポリスチレン+ポリエチレン			ポリ塩化ビニール+ポリエチレン			ポリエステルのみ		
焼却量(kg/hr)		48	60	75	50	60	75	15+30	24+24	36+24	20+40	30+30	40+20	60→50	60	75
排ガス組成 (測点A)	CO ₂ %	0.4	5.8	6.2~8.6	4.9	4.0~8.8	10.8	8.1	5.2~5.8	5.9~10.3	2.9	4.0~5.1	3.0~3.1	3.7→3.1	1.7~2.2	4.3→6.7
	O ₂ %	19.3	10.7	8.1~8.6	12.1	6.4~13.9	5.5	9.0	10.8~11.7	3.7~11.0	13.6	14.0~14.4	15.2~16.0	14.4→15.3	16.6~18.6	14.4→12.5
	CO %						Tr	Tr	Tr	Tr	0.3	0.2	0.5		0.1	0.2
	N ₂ %	80.3	82.7	83.3	80.0	78.8	81.5	80.1	82.5	83.1	80.9	79.6	80.4		79.1	78.7
平均炉温(測点2)℃		700	840	870	900	860	980	740	770	830	590	810	680	860	550	670
空気過剰率		2.74	2.04~2.20	1.63~1.75	2.36~2.63	2.20	1.35~1.75				2.77~2.84	3.00~3.18	3.62~4.20	3.44	6.18	2.80
ばいじん量 (g/Nm^3)	測点A	0.221	0.363	1.52	0.767	0.915	1.12	1.32	2.20	1.57	1.54	0.325	3.22	0.881	0.715	1.11
	" B		0.195	0.924	0.241	0.279	0.678	0.449		0.830	0.925	0.489	1.75	0.214	0.458	1.31
洗浄塔排水の含じん量(g/kg)				4.79		0.34	0.59	0.856	4.64	0.38	0.61	0.62	0.78		0.70	0.64
" の排水量(l/min)		33.1	28.4	15.2	22.4	31.8	20.8	27.7	26.3	32.0	51.4	42.6	22.9		25.4	23.0
ばいじん中のベンゼン可溶分(%)				3.3		0.0	0.3	1.3	10.2	1.0	1.6	0.0	0.0		2.6	0.9
排ガス中の水分(測点A)(g/Nm^3)		12.5		43.5	48.5	77.3	91.7	67.8	40.2	79.2	19.5	16.9	50.0	55.8	15.8	41.4
排ガス中のCOD成分 (mg/Nm^3)	測点A	36.7	55.7	32.5	29.2	20.7	37.2	10.9	21.2	15.3	35.4	19.0	144.5	726.7	52.9	97.4
	" B	24.8	23.3	7.09	117.3	10.8	14.7	0.0	14.6	12.9	25.1	10.4	54.8	38.2	13.1	21.7
排ガス中のHCl (mg/Nm^3)	測点A		Tr		0.0			0.0			170.0	166.8	5723.0			
	" B										1.14	2.53	476.4			
ガスの炉内滞留時間(sec)		2.96	2.59	2.52	2.46	2.54	2.30	2.85	2.76	2.61	3.35	2.67	3.03	2.55	3.52	3.07
火炉負荷($kcal/m^2hr$)		123000	154000	193000	129000	155000	194000	111000	117000	144000	125000	110000	95500	62500	68200	85200
バーナ点火状況		消	消	消	消	消	消	消	消	消	消	消	消	消→点火	消	消→点火

※ 排ガスのCOD値は蒸留水中に一定量の排ガスを通気したのち、この水のCOD値から排ガス中に換算した値

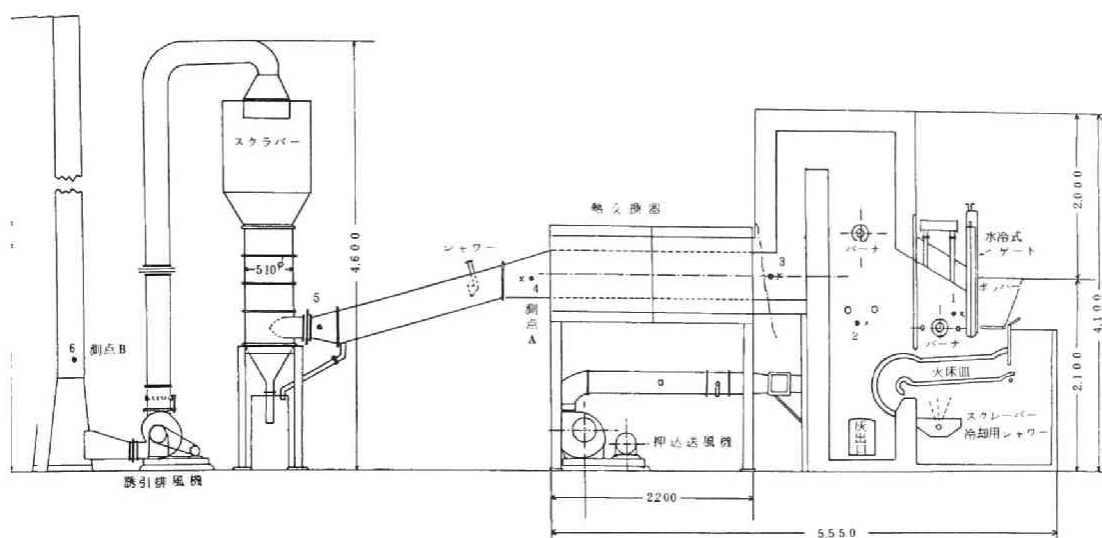


図4-40 廃プラスチック専焼用実験炉

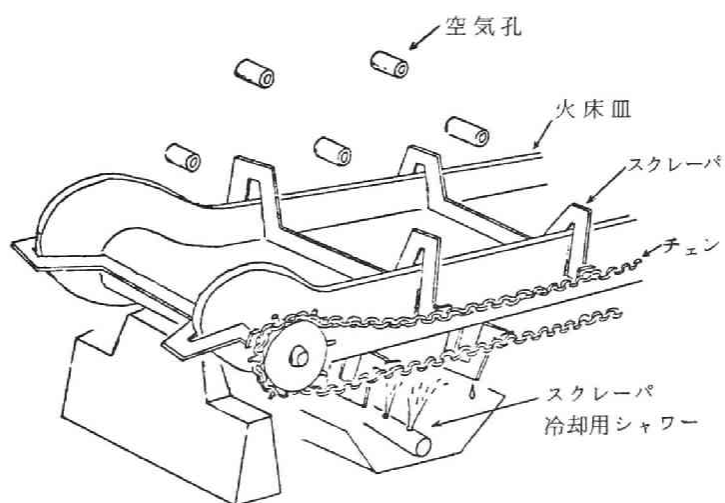


図4-41 パン型ストーカー

(2) プラスチックと都市ごみの混焼炉の開発研究

都市ごみ中のプラスチック類の増加に伴って、従来の都市ごみ用焼却炉のストーカでは、ストーカのすき間よりプラスチックが溶融滴下して燃焼するために下部からの加熱をも受け、ストーカ自身が設計値以上の温度になり、損傷するというトラブルが生じるケースが多くなってきている。

また、今後、産業廃棄物中のプラスチック類と雑芥との混合焼却処理の可能性などを考慮して、数十パーセントの含有率でのプラスチックと都市ごみとの混合焼却処理に、充分対応できるような連続式ストーカの開発研究を行なってみた。

この場合、ストーカの条件としては、

- (1) 燃焼時に、プラスチックがストーカ下に滴下することを防止できること。
- (2) ストーカ上の都市ごみとプラスチックおよびそれらの焼却灰とが、連続的に移動できる構造であること。
- (3) 燃焼用の1次空気をストーカ上へ充分送風できること。

などが主なことと思われる。

上記の条件を満足するであろうストーカを試作し、それにもなって図4-42に示すような規模のパイロットプラントを建設し、実際の都市ごみとプラスチックとを種々の比率において混合し、焼却実験を行なった。

実験に用いた都市ごみは、豊中市、伊丹市地区の住宅地より搬入された家庭ごみであり、またプラスチック試料としては、アクリル樹脂の板状のものを主体にしたプラスチック廃材を用いた。

頭初考案したストーカは、図4-43に示すような凹凸の組合わさったものであり、溶融したプラスチックがストーカの下部の凹部に貯り、この部分においてもプラスチックのストーカ下への滴下を防止しつつ、焼却しようとするものであった。燃焼用空気は凹凸組合せの間を通り、またごみ層の移動は、従来の揺動ストーカと同様、ストーカ自身の傾斜とごみの摩擦差とを利用した方式によっている。

この凹凸組合せ式のストーカの運転結果は、残念ながら失敗であった。すな

わち、運転中は、さほど無理なく作動しているストーカも、1度、炉を止めると、熔融プラスチックが凹部に貯ったまま冷却固化され、次に再び炉を運動開始した時点で、ストーカの溶動を大きくさまたげる結果となった。また、運転中においても、水分の多い都市ごみが混入すると、熔融プラスチックが固化し、同様にストーカの滑動が停止した。この問題を解決するための高温予熱空気の利用や、ストーカのピストン力の強化などの方法は、いずれも実際規模へのスケールアップの際には得策とはいいがたく、この凹凸組合せストーカは、プラスチックと都市ごみの混焼用には不適との決断を下し、新しい構造のストーカを再検討した。

その新形式のストーカは、図4-44および図4-45に示すとおりである。これは先のストーカの欠点をカバーすべく、凹部を設けずに、静止火床と中間移動火床との傾斜部上において、溶解したプラスチックを液面燃焼させる構造として、燃焼用空気はストーカのスリットや通気孔より噴出させ、ごみ層の移動は中間移動火床の前後滑動によって行なうものである。

新形式のストーカにおける一連の燃焼実験結果は、プラスチックがストーカ下に滴下することなく、廃棄物の炉内への投入も比較的スムーズに行なわれたので、この新形式のストーカは、プラスチックとその他の固形廃棄物との混合焼却処理に対して、十分に有用であることが判明した。

次に上記に述べた凹凸組合せストーカおよび新形式ストーカによる焼却実験時の排ガス測定を中心とした燃焼状態のデータを、表4-8および表4-9に示す。

表4-8の凹凸組合せストーカの場合は、先に述べた理由でしばしばストーカの駆動が停止したため、十分な燃焼温度に達していない。そのため、バイジン量等もおさえられている結果となつてはいるが、未燃焼ガスの指標であるCOD値は高く、決してよい燃焼状態であったとはいえない。

表4-9の新形式のストーカの場合は、炉温も充分高く、COD値も比較的安定しているが、プラスチックの混入率も高く、バイジン量が多い。しかし、このバイジン量の起因するところは、実験が短時間の連続運転であった

ため、炉壁温度も充分上昇せず、いわゆる有効な火炉容積が小さかったことが主たる原因と考えられ、この解決はさほど問題ではない。

次に、新形式のストーカの熱損傷については、今回は F C D 4 5 という材質にもかかわらず、さほど大きな熱損傷（高温酸化）は生起していなかった。しかし、これは今回のように 2 ～ 3 ケ月の短期間の間けつ運転では、結論を下せるものではない。

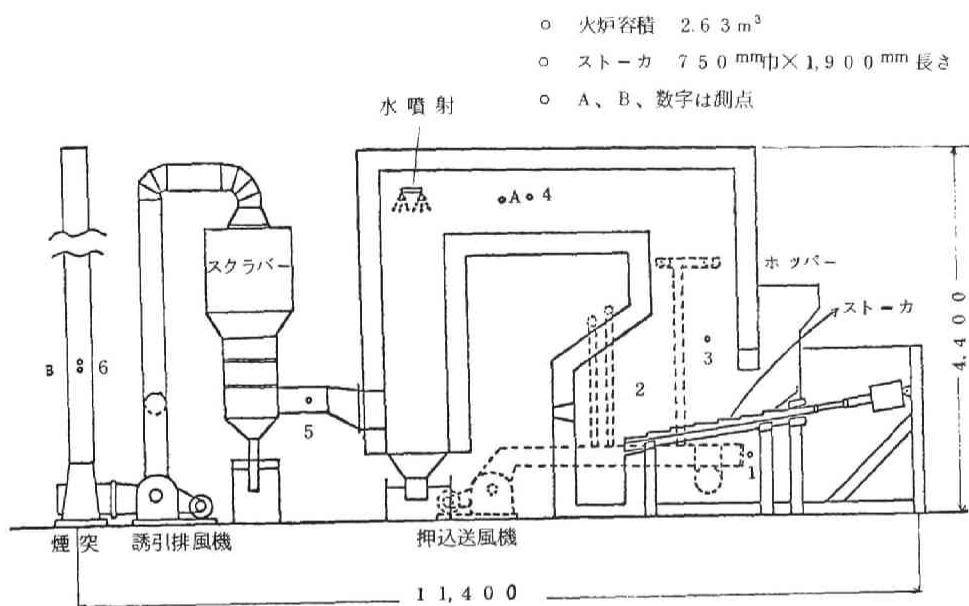


図4-42 プラスチックと都市ごみの混焼用実験炉

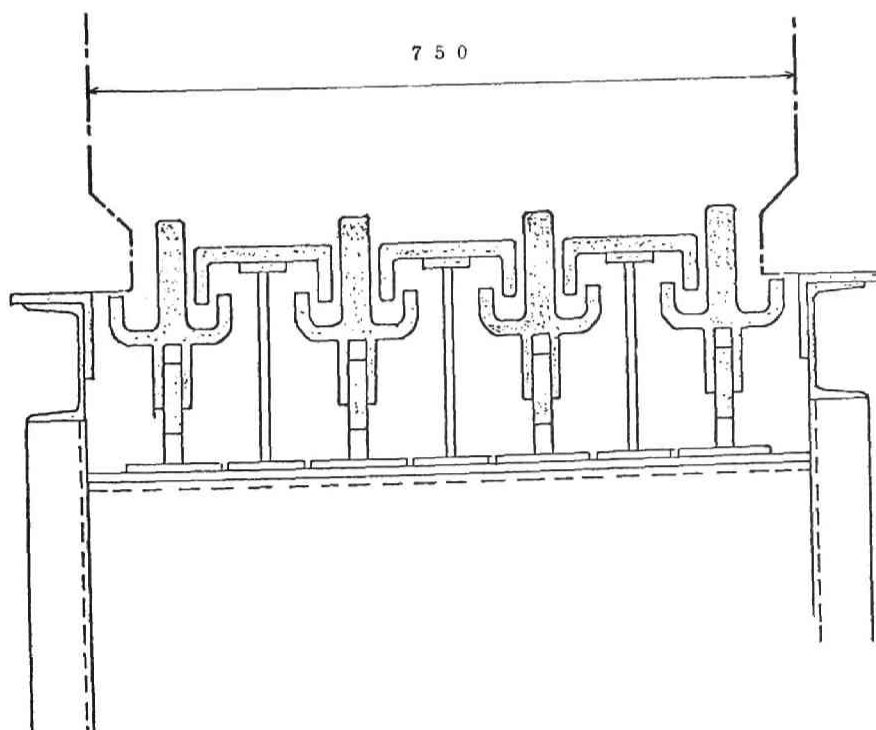


図4-43 凹凸型ストーカー断面図

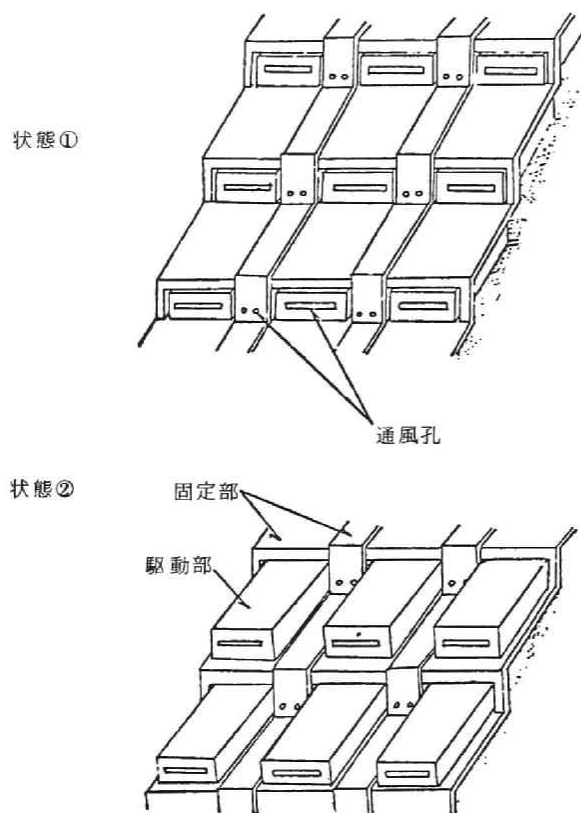


図4-44 プラスチックと都市ごみの混焼炉用開発ストーカ概略図

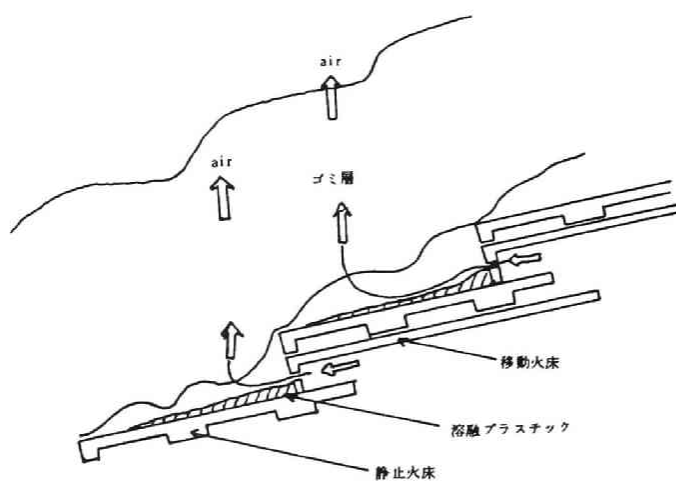


図4-45 新形式ストーカ断面図

表 4-8 混焼炉の実験結果（凹凸組合せストーカ使用）

実 験 法			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
試 料	生 じ み $kg/h r$		216 (紙主体)	105 (紙主体)	112.5	95	100	45.7	54.5	60	80	60	140	120
	プラスチック $kg/h r$				37.5 (ポリエチレン)	60	70 (アクリル PE)	45.7 (PE)		40 (アクリル)	53.3 (アクリル)	24 (アクリル)	70 (アクリル)	72 (アクリル)
混 入 率 %			0	0	25	38.7	41.2	50	0	40	40	28.6	33.3	37.5
排ガス の性状	C O D※	A測点	385	389	147	71	474	321	774	1086	410	460	274	375
		mg/Nm^3 B //	1027	383	96	40	213	173	587	281	201	383		
	H C ℓ	A //	73.1	37.9	97	71.2	93.4	132.5	41.7	112.1	90.5	72.1	68.5	47.4
		mg/Nm^3 B //	94.3	60.4	52.6		56.8	40.9	30.5	61.6	41.9	40.1		
	温 度 $^{\circ}C$	A //	520	380	540	660	580	520	450	540	440	350	380	520
		B //	100	130	70	80	80	80	60	80	60	80		
	ばいじん量	A //	0.0586	0.0671	0.2873	0.3613	0.4766	0.3832	0.3407	0.2936	0.3356	0.3026	0.9119	0.2032
		g/Nm^3 B //	0.0544	0.0660	0.1435	0.1176	0.0446	0.2787	0.2072	0.2006	0.1341	0.2530		
	水分 g/Nm^3	A //	130.6	57.1	127.8	97.7	101.9	81.6	40.2	119.7	587	72.8	61.7	35.0
バ ナ			有	有	なし	なし	なし	なし	有	つけたり けしたり	つけたり けしたり	有	有	有

※ C O D値は、蒸留水中に一定量の排ガスを通気したのちの水の C O D値からの換算値

表 4-9 混焼炉の実験結果（新型ストーカ使用）

実 験 №			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
試 料	生 じ ゐ み kg/hr		113	109	144	153	210	120	120	120	200	135	240	240	240	280
	プラスチック kg/hr		113	109	96	72	90	180	120	72	150	63	60	240	103	120
混 入 率 %			50	50	40	32	30	60	50	37.5	42.9	318	20	50	30.0	30
排ガスの性状	COD※ mg/Nm^3	A測点	545.1	481.3	194.0	217.7	303.7	287.2	278.6	246.0	280.9	266.5	276.5	290.2	299.3	594.4
		B "	217.1	298.0	202.6	213.3	443.8	380.1	437.4	356.0	237.1	430.6	280.2	259.6	178.4	145.7
	ばいじん g/Nm^3	A "	1.64	1.14	1.02	2.00	1.08	1.47	0.82	1.41	1.55	0.61	0.65	1.10	1.73	0.63
		B "		0.63	0.43	1.35	0.24	0.23	0.26	1.36	2.33	0.25	0.18	0.07	0.64	2.73
	水分 g/Nm^3	A "	191.6	161.5	105.7	109.7	134.0	126.0	45.2	103.8	95.6	80.2	130.8	176.2	217.5	128.1
		B "														
炉内温度	測定点	1 注	20	20	20	20	20	20	30	20	30	20	20	20	20	20
		3	1120	1100	1020	900	1080	950	900	900	840	760	830	1050	1100	950
		4 (A)	950	900	740	650	840	950	650	780	620	620	620	830	950	740
		6 (B)	80	80	80	70	80	80	60	60	60	60	60	60	60	60
火炉負荷 $kcal/m^2 \cdot h \cdot (\times 10^3)$			227	232	219	150	192	330	255	175	318	151	157	487	258	315
ガ ス 滞 留 時 間 sec			1.78	1.77	1.95	2.18	1.77	1.19	1.37	1.24	1.31	1.31	1.37	1.13	1.05	1.20
バ ー ナ ー 点 火			無	無	無	無	有	無	無	無	無	時々	無	無	無	無
ストーカの前後動の回数 $1/mm$					7	3.5	3.5	5	4	4	3	6	4	3	3	4
ス ト ロ ー ク cm			26	26	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	

※ C O D値は蒸留水中に一定量の排ガスを通気したのちの水のC O D値からの換算値

注 測点1はストーカ下の空間の温度（プラスチックの溶融滴下を知る指標）

参考文献

- 110) 鈴木清太郎, 金原 寿郎
“紙の燃焼”, 応用物理 Vol. 10 No.6~No.9 (1941)
- 111) M. A. Delichatsios,
“Fire Growth Rate in Wood Cribs”,
Combustion and Flame Vol. 27 P267(1976)
- 112) F. A. Lastrina, R. S. Magee, R. F. Mcalavy III,
“Flame Spread over Fuel Beds: Solid-Phase Energy
Considerations”, Thirteenth Symposium (International)
on Combustion P935, Combustion Institute (1971)
- 113) 秋田 一雄 “木材の発火機構に関する研究”,
消防研究所報告 Vol. 9 No.1~No.2 (1959)
- 114) A. M. Kanury “Ignition of Cellulosic Solids—A Review”,
Fire Research Abstracts and Reviews, P24
Vol. 14 No. 1 (1972)
- 115) D. L. Simms “Ignition of Cellulosic Materials by Radiation”,
Comb & Flame, Vol. 4 No. 4 P293 (1960)
- 116) A. F. Roberts “Problems Associated with the Theoretical Analysis
of the Burning of wood”,
Thirteenth Symposium (International) on Combustion, P893
the Combustion Institute, (1971)
- 117) A. M. Kanury, P. L. Blackshear, JR
“On Combustion of Wood II: the Influence of Internal
Convection on the Transient Pyrolysis of Cellulose”,
Combustion Science and Technology, Vol. 2, P5, (1970)
- 118) 岩井 重久, 春山 鴻
“セルロース性物質の水分がその火移り速度に及ぼす影響”

- 119) J. P. Stumbar, M. Kuwata, T. J. Kuo, R. H. Essenhigh
“Propagation Velocity and Flame Spread through Simulated
Fuel Beds”,
Proceeding of 1970 National Incinerator Conference, P288
the American Society of Mechanical Engineers, (1970)
- 120) D. L. Simms, D. I. Lawson “Ignition of Wood by Radiation”,
Brit. J. App. Phys. Vol. 3 p288(1952)
- 121) 秋田 一雄 “熱発火理論の方程式展望”, 「燃焼研究」
Vol. 9 p2 (1965)
- 122) C. H. Bamford, J. Crank, D. H. Melan, “The Combustion of Wood
Part 1”, Proc. Camb. Phil Soc. Vol. 42 p166(1946)
- 123) D. L. Simms “Damage to Cellulosic Materials thermal Radiation”,
Comb. & Flame, Vol. 6 No. 4 p 303(1962)
- 124) S. B. Martin, N. J. Alvares “Mechanisms of Ignition of Therma-
lly Irradiated Cellulose”, Thirteenth Symposium (Internation-
al) on Combustion, p 905, The Combustion Institute (1971)
- 125) W. D. Weatherford, D. M. Sheppard “Basic Studies of the Mechan-
ism of Ignition of Cellulosic Materials”, Tenth Symposium
(International) on Combustion p 897, The Combustion
Institute (1965)
- 126) W. H. Andersen “Theory of Surface Ignition with Application to
Cellulose, Explosives and Propellants”, Comb. Sci. Tech.
Vol. 2 p 213 (1970)
- 127) D. L. Simms, “On the Pilot Ignition of Wood by Radiation”,
Comb. & Flame Vol. 7 No. 3 p 253(1963)
- 128) D. L. Simms, M. Law, “The Ignition of Wet and Dry Wood by
Radiation”, Comb. & Flame, Vol. 11 p 377 (1967)

- 129) W. L. Fons, J. Agr. Research Vol. 172 No. 3 p93~121(1946)
- 130) J. D. Maclean "The Thermal Conductivity of Wood ,"
Trans. Amer. Soc. Heat Vent Engrs. Vol. 47 p 1184(1941)
- 131) A. M. Kanury "Mass Regression in the Pyrolysis of Pine Wood
Macrocyllinders in a Nitrogen Atmosphere - An Experimental
Study ,"
Combustion Science and Technology Vol. 9 p31 (1974)
- 132) P. L. Blackshear, JR, K. A. Murty
" Heat and Mass Transfer TO, FROM, and WITHIN Cellulosic
Solids Burning in Air ,"
Tenth Symposium (International) on Combustion p 911~923
The Combustion Institute (1965)
- 133) H. B. Clements, A. Alkidas
" Combustion of Wood in Methanol Flames ,"
Combustion Science and Technology, Vol. 7 p 13 (1973)
- 134) A. M. Kanury. 131) に同じ
- 135) 半田 隆, 高橋 惇, 森田 昌宏, 斉藤 実
" 有機質材料の火災危険度試験法と Fire Modeling (Ⅲ) ,"
日本火災学会論文集 Vol. 22, No. 1, 2 p 23 (1973)
- 136) 斉藤 直, 箭内 英治
" 空気中における高分子の等温熱分解による重量減少速度(第1
報) セルロース, レーヨン, ポリエステル繊維 ,"
消防研究所報告 No. 42 p 19 (1976)
- 137) 半田, 鈴木, 折笠, 隅, 山口, 池田, 斉藤
" 有機質積層材料の着火機構と難燃化について(Ⅰ) ,"
日本火災学会論文集. Vol 19. No. 2 p 9 (1970)
- 138) U. K. Shivadev. H. W. Emmons
" Thermal Degradation and Spontaneous Ignition of Paper

- Sheets in Air by Irradiation”
Combustion and Flame Vol. 22 p 223 (1974)
- 139) A. M. Kanury
“ Thermal Decomposition Kinetics of Wood Pyrolysis ”
Combustion and Flame Vol. 18 p 75 (1972)
- 140) 守屋 忠雄 “ 木材の燃焼について (第 1 報)
— 燃焼速度に及ぼす含水率の影響 — ”
日本火災学会論文集 Vol. 5 No. 3 p 69 (1956)
- 141) C. B. Prakash , F. E. Murray
“ Studies on Air Emission from the Combustion of Wood-Waste ”
Combustion Science and Technology Vol. 6 , p 81 (1972)
- 142) H. W. Emmons , T. Shen
“ Fire Spread in Paper Arrays ”
Thirteenth Symposium (International) on Combustion. p 917
Combustion Institute (1971)
- 143) H. E. Anderson , R. C. Rothermel
“ Influence of Moisture and Wind upon the Characteristics of
Free-Burning Fires ”
Tenth Symposium (International) on Combustion p 1009
The Combustion Institute , (1965)
- 144) 137)に同じ
- 145) A. Broido , M. A. Nelson
“ Char Yield on Pyrolysis of Cellulose ”
Combustion & Flame Vol. 24 , p 263 (1975)
- 146) 116)に同じ
- 147) 117)に同じ
- 148) 瀬賀 節子 “ 固体の無炎延焼に関する理論的考案 ”
日本火災学会論文集 Vol. 25 No. 1. 2 , p 25 (1975)

- 149) 平野 敏右 “紙の有炎燃焼時の燃え広がり機構,”
燃焼研究 No. 36, p. 1 (1974)
- 150) R. L. Panton, J. G. Rittmann
“Pyrolysis of A Slab of Porous Material,”
Thirteenth Symposium (International) on Combustion p. 881
Combustion Institute (1971)
- 151) 119)に同じ
- 152) T. Matsumoto, T. Fujiwara, J. Kondo
“Nonsteady Thermal Decomposition of Plastics,”
Proceeding of 7th International Symposium on Space
Technology and Science p. 515 (1967)
- 153) R. H. Essenhigh, W. L. Dreier
“Combustion Behavior of Thermoplastic Polymer Sphere
Burning in Quiescent Atmospheres of Air,”
Fuel, Vol. 48, p. 330 (1969)
- 154) L. S. Bouck, A. D. Baer, N. W. Ryan
“Pyrolysis and Oxidation of Polymers at High Heating Rates,”
Fourteenth Symposium (International) on Combustion
p. 1165 (1973)
- 155) S. J. Burge, C. F. H. Tipper
“The Burning of Polymers,”
Combustion and Flame Vol. 13, p. 495 (1969)
- 156) 平野 敏右 “液体と固体の燃焼,”
日本火災学会火災科学セミナーテキスト「最近の火災科学」
p. 5 (1976)
- 157) A. Tewarson, R. F. Pion
“Flammability of Plastics, I. Burning Intensity,”
Combustion and Flame Vol. 26 p. 85 (1976)

- 158) 疋田 強, 秋田 一雄 「 燃焼概論 」 p 141 コロナ社 (1971)
- 159) A. A. Orning "Principles of Combustion ",
Principles and Practices of Incineration p 9
Wiley-Interscience (1969)
- 160) J. B. Howard " Combustion of Solid Refuse ",
ASME paper 68-WA/INC-2 p1 (1968)
- 161) M. A. Field , T. J. K. Rolfe
" The Principles of Burning Solid Wastes , Particularly
House Refuse ",
The Incineration of Municipal and Industrial Waste , Brighton
Conference , paper 3 (1969)
- 162) R. H. Essenhigh , T. J. Kuo
" Development of Physical and Mathematical Models of
Incinerators ",
Proceeding of 1970 National Incinerator Conference ,
p 261 , A. S. M. E. (1970)
- 163) C. T. Chamberlain " Incineration — Some Theoretical Aspects ",
The Chemical Engineers No. 270 , p 60 (1973)
- 164) J. E. L. Rogers , A. F. Sarofim , J. B. Howard ,
G. C. Williams , D. H. Fine ,
" Combustion Characteristics of Simulated and Shredded Refuse ",
Fifteenth Symposium (International) on Combustion p 1137
Combustion Institute (1974)
- 165) M. W. Thring "Physics of Fuel Bed Combustion ",
Fuel , Vol. 31 , p 355 (1952)
- 166) R. S. Silver " Theoretical Treatment of Combustion in Fuel Beds ",
Fuel , Vol. 32 , p 121 , p 138 (1953)

167) 山崎 毅六, 田中楠弥太

燃焼・燃料・潤滑・潤滑油 熱機関体系3

p 179 山海堂 (1956)

168) J. P. Stumbar 119)に同じ

169) 黒崎 晏夫, 伊藤 昭彦, 千葉 光好

「平行に並べた紙の有炎燃焼」

第14回 燃焼シンポジウム前刷集 p73 (1976)

第5章 ごみの燃焼ガスに関する研究

本章では、都市ごみの焼却に伴い発生する燃焼ガスの性状について検討を行なう。前章と同様に都市ごみをセルロース系物質とプラスチックの混合体と考え、純セルロース物質の燃焼および純プラスチックの燃焼について、その燃焼条件と燃焼ガスの性状との関係を実験的に把握しようとした。

また本章では、さらに実際の都市ごみ焼却炉の排ガス中の有害物の測定を行ない、都市ごみの焼却処理における排ガスによる環境汚染の問題の基礎資料を整理しようと試みている。

5-1 セルロースの燃焼ガスに関する研究

セルロース物質が燃焼する場合、前章で述べたように、セルロース組成の大部分はまず熱分解し、熱分解ガスの形で炎燃焼する。この熱分解ガスは完全に燃焼すれば CO_2 と H_2O となり問題はないが、完全な燃焼反応が行なわれない場合、燃焼ガス中に大気汚染の原因となる未燃焼の分解ガスや、燃焼反応の中間生成物を含むことになる。実際に、都市ごみ焼却炉において燃焼条件が悪いと、応々にして排ガス中にセルロース物質の未燃焼反応に起因したと思われる炭化水素と総称される未燃ガスが検出される。

そこで、本節では、都市ごみの代表的な組成物質のセルロース物質の燃焼過程で、燃焼条件によって、燃焼ガス中の未燃焼成分がどの様に変化するかを実験的に検討し、都市ごみをはじめとするセルロース系廃棄物の、焼却処理における燃焼ガスからみた最適な焼却条件を決定するための基礎的な知見を得ようとした。

本実験は次の2つから成っている。

<実験 - 1>

セルロース物質の燃焼時における固体表面近傍の燃焼ガス（一部は分解ガス）の性状が、空気量や雰囲気温度などの燃焼条件によってどの様に変化するかを明らかにすること（図5-1のA域が実験対象である）。

< 実験 - Ⅱ >

セルロース物質の燃焼時における固体近傍から、さらに上部燃焼反応域での燃焼ガス（一部はまだ分解ガス）の性状が、空気量や雰囲気温度によってどの様に変化するかを明らかにすること（図5-1のB域が実験対象である）。

実験装置および実験方法

本実験で用いた実験装置の概略図を図5-2に示す。炉は下炉（分解炉）において床面積 4.2 cm^2 、内容積約 $1,000\text{ cm}^3$ であり、上炉（燃焼炉）では内容積 $2,000\text{ cm}^3$ であって、いずれも外部の電圧操作によって炉内温度が設定できる。試料送入用ポートは長さ 60 cm 、巾 7 cm 、深さ 2.5 cm で、底部は約 50% の空間率をもつ円孔火格子となっている。試料にはろ紙（トップろ紙 No. 2）を用い、実験-Ⅰでは巾 1.0 cm 、長さ 60 cm 、実験Ⅱでは巾 6.0 cm 、長さ 60 cm の短冊状にしたものを用いた。実験方法は、炉温を所定温度に設定したのち、実験Ⅰでは 4.6 g/min 、実験Ⅱでは 1.6 g/min の連続的な試料送入速度で、設定空気過剰率にて燃焼させ、燃焼状態が安定した時点から約 15 分間ガスサンプリングを行ない、各燃焼条件に対応した燃焼ガスの性状を測定した。

したがって、実験-Ⅰでは、火床近傍の燃焼ガスの性状をみるために、火炉負荷（上炉+下炉）は $41.8\text{ Kcal/m}^2\cdot\text{hr}$ と大きくとり、上炉の炉温（ 700°C ）は一定、下炉のみ炉温可変；実験-Ⅱでは、炉内でできるだけ燃焼反応が完了するように、火炉負荷を $12.60\text{ Kcal/m}^2\cdot\text{hr}$ と通常の焼却炉に近い値をとり、下炉炉温（ 670°C ）は一定、上炉のみ炉温可変の実験となっている。本実験での燃焼ガス成分の測定項目、およびその測定方法は次のとおりである。

CO_2 , CO : 非分散赤外線分析,

炭化水素（ H , C ）: 水素炎イオン化分析（ CH_4 換算値）,

有機酸 : 中和法（ CH_3COOH 換算値）,

アルデヒド : モノクロトープ酸法（ HCHO 換算）,

COD : 燃焼ガスの洗浄水を重クロム酸法（この COD 値は燃焼ガス中に未酸化物がどの程度残存しているかを示す示標として扱っている）。

実験結果ならびに考察

実験結果は、測定した燃焼ガス中の未燃成分（炭化水素、アルデヒド、有機酸、COD）を試料セルロース1g当りの発生量（mg）で表示し、各焼却条件（炉温、空気過剰率）に対応して整理した。

実験－Ⅰでは、火床近傍の燃焼ガスの状態が、焼却条件によってどの様に変化するかを調べてみたが、本実験での空気過剰率の範囲内（0.75～2.26）では、燃焼反応の中間生成物である有機酸やアルデヒドにはさほど顕著な傾向がみられなかった。しかし炭化水素（分解ガス成分）は、図5－3にみられるごとく、空気過剰率の増加とともに発生量は減少しているものの、空気過剰率が1.5以下では炉温が高いほど発生量が多いという傾向がみられた。実験－Ⅰにおける炉温と未燃成分との関係は、測定値にばらつきがあるが、大むね炉温が高くなるほど発生量が若干多くなる傾向がみとめられる。たとえば図5－4の有機酸の場合も同様である。この現象は、試料送入速度が一定であるために、火床近傍では図5－5の模式図にみるごとく、炉温が高くなるにつれて試料の熱分解速度が急激に増加し、火床での部分的な空気不足の状態が増加するためであると考えられる。このことはセルロース物質に限らず、後にのべるプラスチックの場合にも同様であるが、揮発成分の多い廃棄物の焼却処理において、充分注意を要する焼却条件を示唆している。すなわち、空気量や焼却物の炉内投入速度を急激に変化させない通常の焼却操作では、火床温度（≒熱分解温度）をあまり高温（800～1,000℃）にすることはかえって未燃ガスの発生を促進し、焼却条件としては好ましくない。

なお、実験－Ⅰの結果、セルロース物質の火床燃焼で、火床近傍の未燃ガス成分の発生量は、概略であるがアルデヒド（HCHOとして）0.01～0.15 mg/g－セルロース試料、有機酸（CH₃COOHとして）0.5～1.5 mg/g－セルロース試料、COD値（必要酸素量として）1.0～3.0 mg/g－セルロース試料であることが明らかになった。

これらの値を、^{170) 171)} 守川らがセルロースを空气中で加熱しての発生ガスで測定した諸値と比較すると、発炎時のホルムアルデヒドや有機酸の発生量は、本実験

の値とよく一致している。なお守川らの実験によれば、発炎時のホルムアルデヒドや有機酸の発生量は、発炎前（分解ガスのみ）のそれのほぼ $1/10$ となること、セルロースの分解ガス中の有機酸（低級脂肪酸）は、モル比で蟻酸、酢酸が $70 \sim 80\%$ 占めることなどが報告されている。

次いで実験 - II の場合、上炉の温度、すなわち図 5 - 1 の B 域の温度と燃焼ガス中の未燃ガス成分の関係を、実験 - I の場合と同様な単位で整理すると、図 5 - 6 のようにまとめられる。この結果を、さらに空気量増加に伴う下炉からの未燃焼ガスの上炉内滞留時間を加味して検討した結果、セルロースの燃焼反応は図 5 - 7 のように考えられる。すなわち、セルロース物質は、火床における空気存在下の熱分解によって燃焼ガス（ CO_2 、 H_2O ）と未燃焼ガス（炭化水素、有機酸、アルデヒド）を発生するが、これらの未燃焼ガスは燃焼反応域（B 域）において、一部は CO_2 、 H_2O へと燃焼を完了しつつ、一部は炭化水素 \rightarrow アルデヒド \rightarrow 有機酸のプロセスで、酸化反応が進められていくものと考えられる。そして、この程度の火炉負荷（ $12.6 \text{ 万 Kcal/m}^2 \cdot \text{hr}$ ）であれば、燃焼域の炉温が $700 \sim 800^\circ\text{C}$ 付近で、今回の測定項目の未燃焼ガス成分の発生は急激に減少するといえよう。しかしながら、COD 値が高温域でも、今回測定した未燃焼ガスの値に追従しないことは今後の検討を要する点である。

また上述の実験にはすべて乾燥試料のろ紙を用いたが、水分の多いセルロース物質の燃焼の場合をも考慮して、含水率 50% の試料について上述と同様の実験を行なった。この場合、炭化水素の発生量には約 3 倍程度の増加がみられたが、その他の未燃焼ガス成分については大差はみられない結果となった。

このことは、C. B. Prakask¹⁷²⁾ らのおがくずの焼却実験において、炉温一定で含水率を変化させた場合、未燃焼ガスの発生量に顕著な差がなかったということと同様な結果であると考えられる。

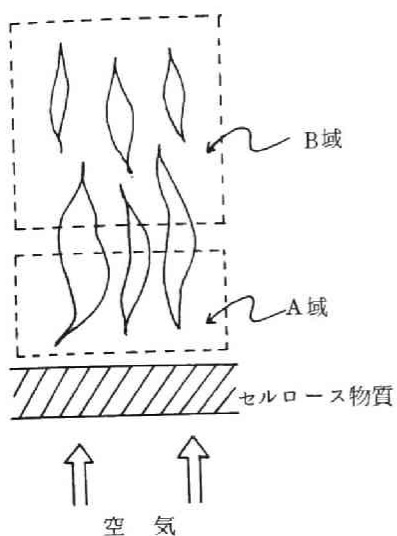


図 5-1 実験領域の説明

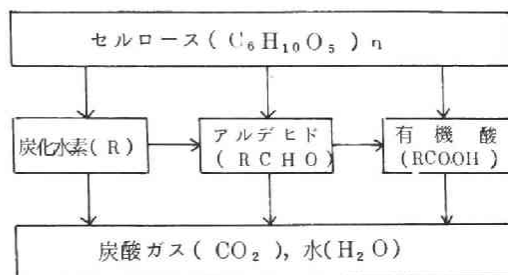


図 5-7 セルロース物質の燃焼反応モデル

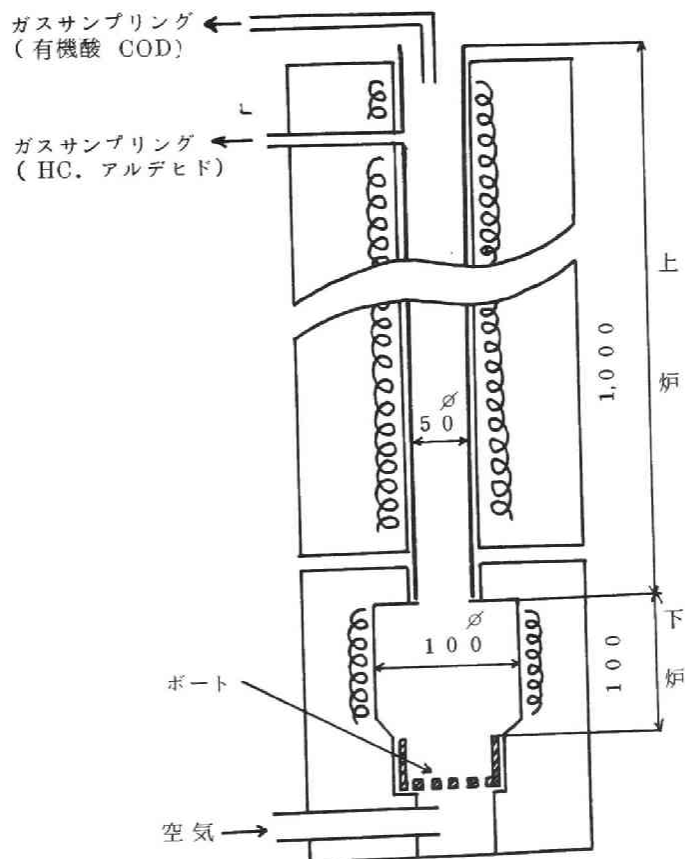


図 5-2 セルロースの燃焼ガス実験用装置

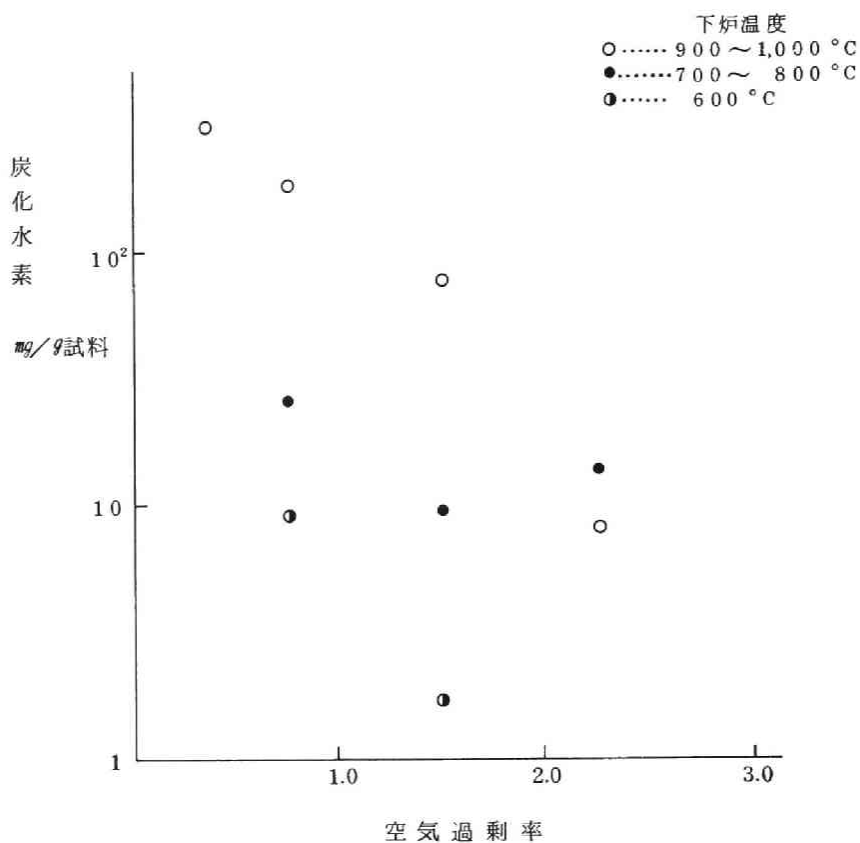


図 5 - 3 実験 - I における (A 域) 炭化水素と空気過剰率との関係

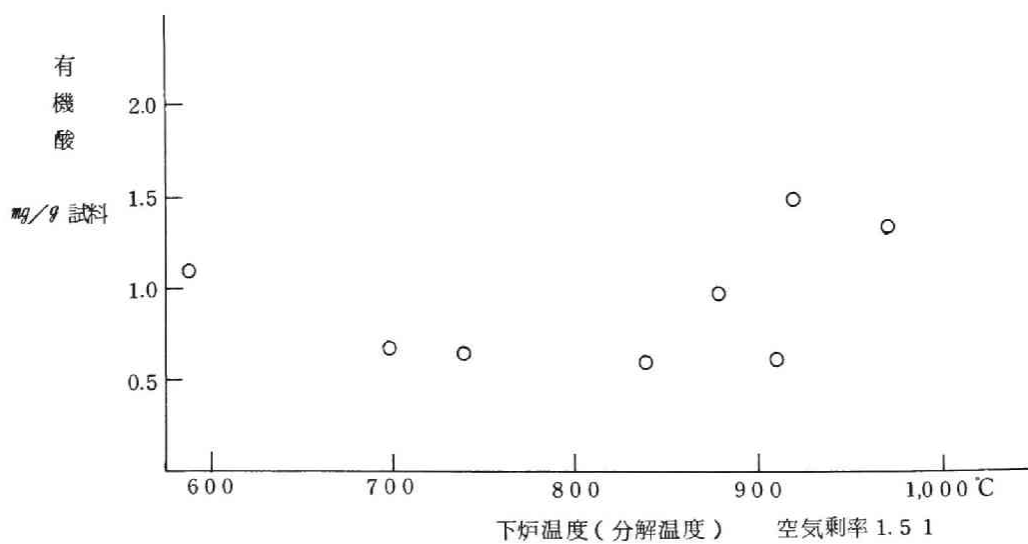
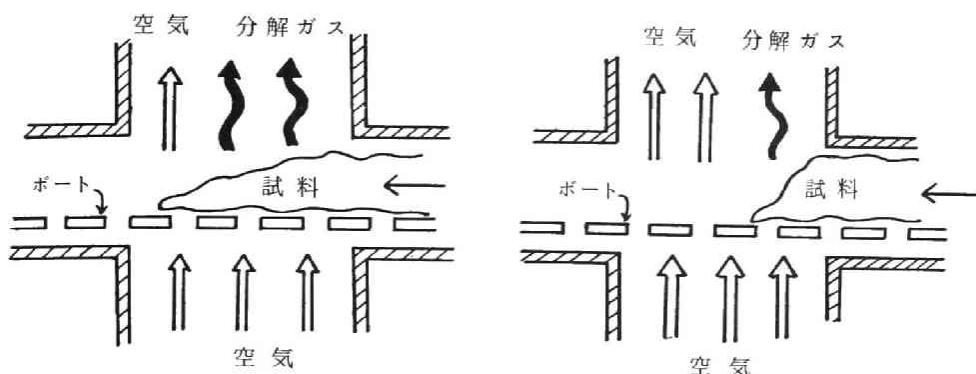


図 5 - 4 実験 - I における 炉温と有機酸発生量との関係



下炉が低温の場合 (600~700°C)

下炉が高温の場合 (800~900°C)

図5-5 火床近傍での試料の熱分解状況

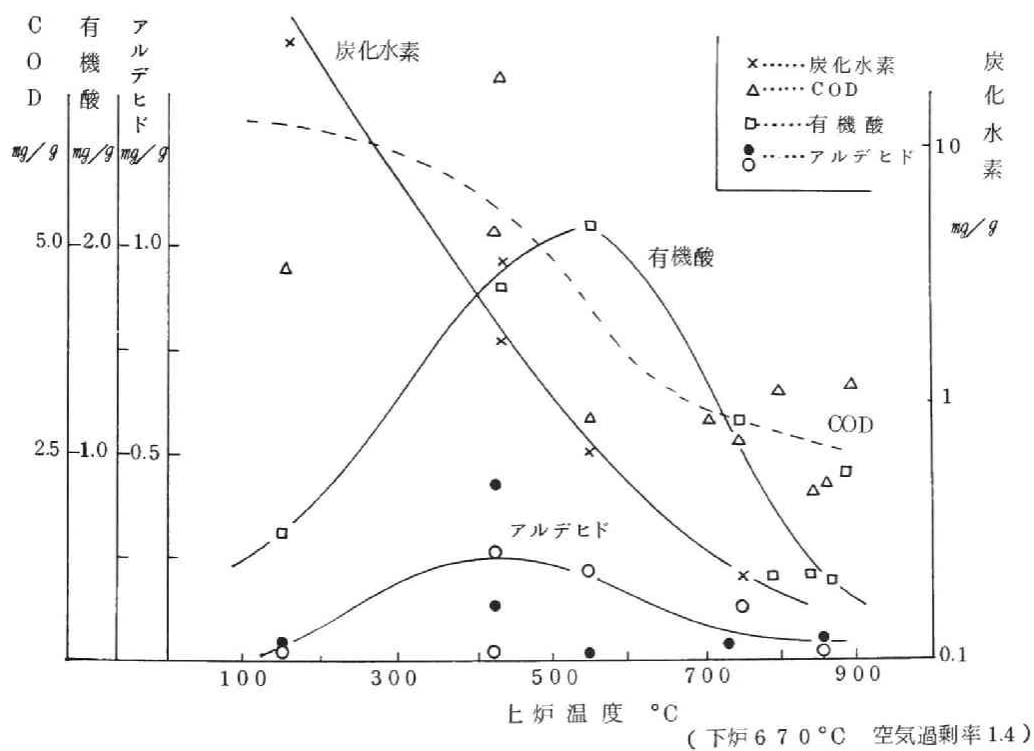


図5-6 実験-Iにおける(B域)炉温と未燃焼ガスの関係

ポリエチレンやポリスチレンなどの都市ごみ中に比較的多く含まれるプラスチックの燃焼ガスの性状について、前節のセルロースの燃焼ガス実験と同様、燃焼条件と未燃焼ガス成分との関係を検討してみる。

実験装置ならびに実験方法

実験に使用したプラスチックは、ポリエチレン、ポリスチレンの純粋なペレット（平均粒径 4 mm）である。実験方法はセルロースの場合とほとんど同じである。ただし、試料の下炉への送入は 20 秒ごとの間けつ投入である。

煤 (soot) ……四塩化炭素 + アルコール溶液。インピンジャーに捕集後、
一部重量測定、一部光透過度測定。

炭化水素 (C₄ ~ C₇) …… C₂₂ 吸着剤にて冷却濃縮したのち、ガスクロ
ベンゼン …… マトグラフィーにて検出

ただし、ここでいう炭化水素 ($C_4 \sim C_7$) は、ベンゼン以外の $C_4 \sim C_7$ の炭化水素を n -ヘキサンに換算した値である。

まず、焼却炉(上炉)の温度と煤(soot)量の関係は、図5-9のようにポリエチレンとポリスチレンでは、発生量にかなり差はあるが、高温になるほど煤は燃焼し発生量も少なくなる常識的な結果となっている。ポリエチレン、ポリプロピレンなどのパラフィン系高分子は空気さえ充分であれば、通常の炉温(700°C

以上)ではほぼ煤の発生に関しては問題はないと思われる。

次に、分解炉(下炉)温度すなわち火床近傍温度と煤量やその他の炭化水素との関係をみると、図5-10のように高温になるにつれて逆に煤量が多くなる傾向がみられる。この現象は、セルロースの燃焼ガス実験における炉温と未燃焼ガスの関係においても同様な現象がみられたが、この場合もやはり、炉温(下炉)が高くなるにつれて試料プラスチックの分解速度が速くなるが、一方、空気の供給は一樣であるため火床では部分的に空気不足の現象を生じるためと思われる。また、本実験では試料の供給が20秒間隔の間けつ投入であったため、この傾向はさらに助長されたものと考えられる。この実験結果は、石動ら¹⁷³⁾によるバッチ実験の結果とも酷似しているが、揮発分の多い廃棄物の焼却条件として充分注意を要する点である。

図5-10における炉温の上昇にともなう炭化水素やベンゼンの変化は、ベンゼンが煤の前駆物質と考えれば説明がつくが、煤の発生機構については諸説^{174) 175)}があり、単純には断定できない。しかしながら、煤の構造がベンゼン環から構成されていることや、ベンゼン環をもつポリスチレンなどに煤の発生量が多いことなどを考え合せるとベンゼンが煤の発生に何らかの関係があることは間違いないようである。本実験では、ポリエチレンやポリスチレンの燃焼ガス中に未燃焼ガスとしてベンゼンが最も多く検出されたが、E. A. Boettner¹⁷⁶⁾の塩化ビニルの燃焼ガス実験でも同様な結果になっている。

さて、次に同様な条件で燃焼させたプラスチックとセルロースの燃焼ガスの比較を表5-1に示す。

プラスチックとセルロースの熱分解ガス成分については、比較的多くの測定例がありその成分にかなりの差がみとめられているが、燃焼ガスの測定例はほとんどない。^{170) 177) 178)}そこで本実験で両者の燃焼ガスを測定してみると、煤を除くと、ガスクロマトグラフィーのピーク・パターンはよく似ており、未燃性ガス成分はほとんど差がないが、相対的にプラスチックの場合の方が高級炭化水素の未燃ガスの発生量が多い結果となった。この原因は両者の熱分解過程に関係していると思われるが、いずれにせよ燃焼ガス中の炭化水素系の未燃焼ガスについ

ては、プラスチックの場合であれ、セルロース系物質の場合であれ、その成分はほぼ同様なものと考えてさしつかえない。

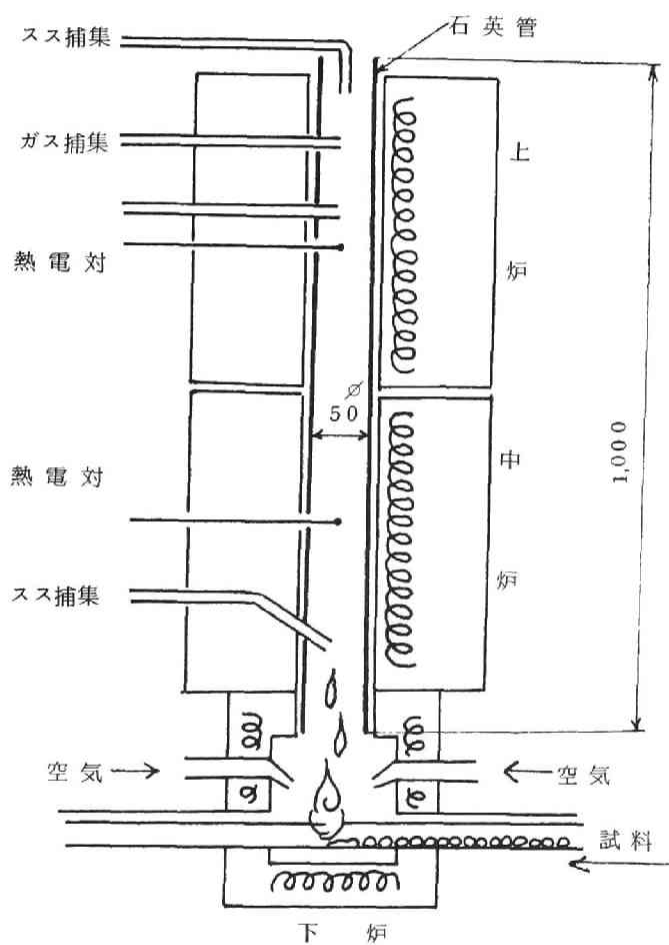


図 5-8 プラスチックの燃焼ガス実験用装置

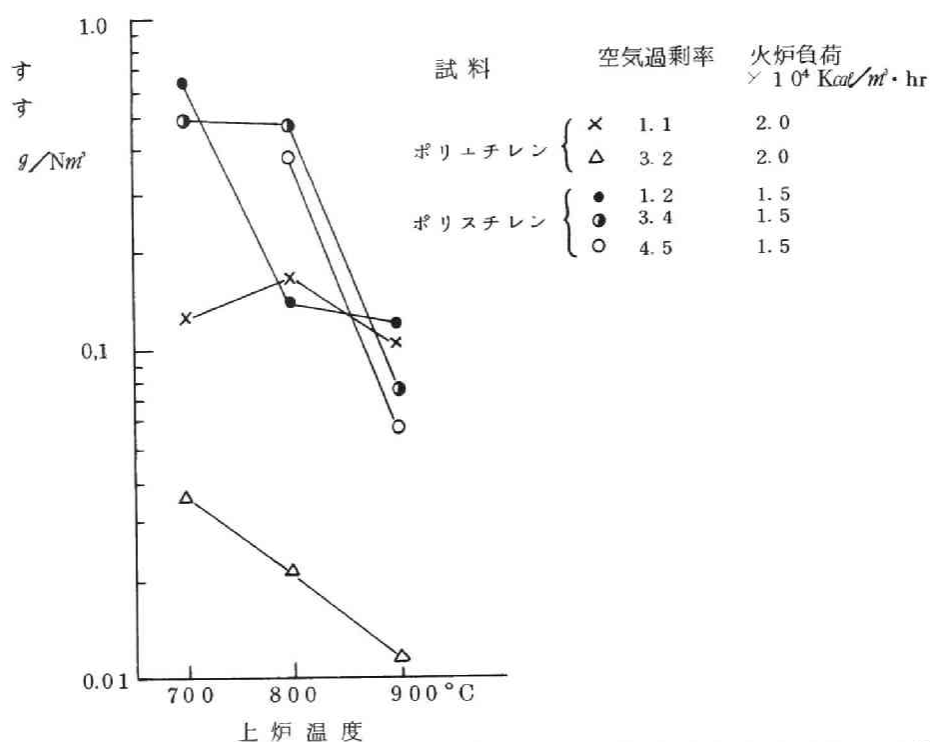


図 5-9 プラスチックの燃焼における炉内温度とすす量の関係

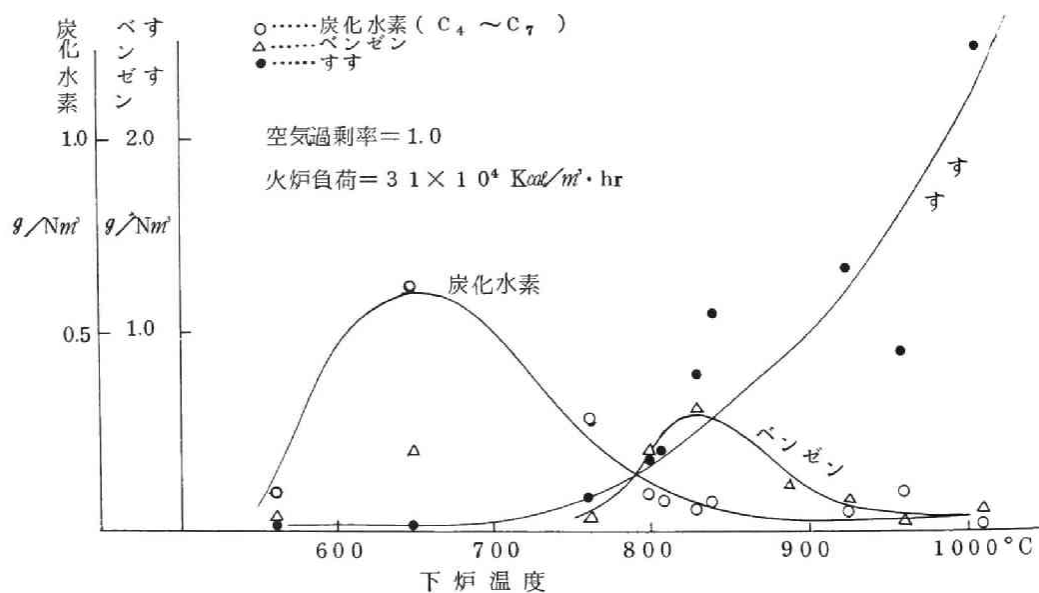


図 5-10 ポリエチレンの燃焼における炉温と未燃焼ガスとの関係

表 5 - 1 プラスチックとセルロースの燃焼ガス成分の比較

	空 気 過 剰 率 (送風量か ら計算)	炉 温 (下 炉) C°	火 炉 負 荷 Kcal ×10 ⁴ /m ³ ・hr	CO ₂ %	す す mg/ g-試料	ベンゼン mg/ g-試料	炭化水素* (C ₄ ~C ₇) mg/ g-試料	メ タ ン mg/ g-試料	エチレン mg/ g-試料	スチレン mg/ g-試料	トルエン mg/ g-試料	CO mg/ g-試料
ポリエチレン	0.5	702	21.0	15.1	4.86	8.29	2.50					
	0.5	733	21.0	12.7	6.90	11.59	2.12					
	0.5	812	21.0	14.1	4.05	9.73	1.46	4.06				
	0.5	945	21.0	13.6	8.70	6.80	1.16	0.61				5.85
	1.0	728	21.0	7.6	0.66	0.41	0.47					
	1.0	889	21.0	8.0	13.08	2.64	0.73					
	1.0	947	21.0	—	16.92	0.40	1.59					
	1.0	993	21.0	10.8	23.28	6.41	—					33.5
ポリスチレン	0.5	810	94.0	15.0	28.9	18.5	0.93				5.27	41.2
	0.5	810	94.0	—	—	6.80	2.49			0.041	0.590	—
	1.0	651	17.6	—	24.8	0.83		tr	tr	0.006		
	1.0	763	17.8	—	20.6	0.30		0.006	0.0008	0.081		
	1.0	900	35.6	—	28.2	6.75		0.21	0.11			
セルロース (口 紙)	0.5	650	55.2	11.4	—	0.08	0.69	5.99				20.1
	0.5	728	55.2	10.5	—	0.62	0.51	1.38				8.1
	0.5	856	55.2	10.1	—	0.76	0.73	1.40				17.7
	0.5	918	18.9	10.0	—	0.46	0.17					23.9
	1.0	623	18.9	15.4	—	0.021	0.38					
	1.0	729	18.9	11.3	—	0.034	1.03					
	1.0	846	18.9	10.6	—	0.017	0.61					
	1.0	986	18.9	11.6	—	0.130	0.19					

* ベンゼン以外の炭化水素 (C₄ ~ C₇) を n - ヘキサンに換算した値

5-3 都市ごみ焼却炉の排ガスの性状に関する研究

現在、各都市に数多くの清掃工場があるが、これらの清掃工場の排ガスの性状については、詳細に測定されかつ公表された例はきわめて少ない。

そこで本節では、前節のセルロースやプラスチックの燃焼ガスの研究をもとに、それらの混合体である都市ごみの燃焼ガスについて、実際に都市ごみ焼却炉の排ガスの性状を測定するとともに、数少ない他の測定例を比較整理してみる。

排ガス測定は、昭和49年1月にK市の3清掃工場にて行った。

排ガスの測定方法は、ほぼJISに準じた方法で行った、すなわち、これらは下記のようなものである。

水分、ばいじん	: JIS, Z8808, 円形ろ紙法,
HCl	: JIS, K0107, チオシアン酸第2水銀法,
SO _x (全いおう)	: JIS, K0103, トリン法
NO _x	: JIS, K0104, ナフチルエチレンジアミン法,
アンモニア	: JIS, K0099, インドフェノール法,
シアン	: イオン電極法,
アルデヒド	: クロモトロップ酸法,
COD	: 重クロム酸法,
CO ₂	: 非分散赤外線法,
CO	: //

測定結果を表5-2に示す。全イオウ酸化物が通常値より若干高く検出されている。これらの測定結果をもとに、有害物質の排出量を焼却ごみ量当りに換算して、いわゆる排出係数(Emission factor)の形にしたものが、表5-4である。表5-4では、他の測定結果例も比較整理している。この表から、現在の大都市のごみ焼却炉の大気汚染源としての位置付けがある程度理解できよう。すなわち、昔からごみ焼却炉の排ガスで問題となっていたばいじんは、種々の集じん装置の設置で非常に少なくなったが、現在では、塩化ビニルに起因したHClが、特に温度制御をボイラーなどの乾式で行っている炉で発生量

が多く、これが問題となる。一方、 SO_2 などの硫黄酸化物は、通常100 ppm以下であり、重油を燃料としているボイラーなどの排ガスに比べると非常に少ない。これは、都市ごみ中の硫黄含有量からみて当然である。 NO_x は、通常100～150 ppm、時として300 ppm程度になるが、都市ごみの排ガス中の NO_x は、炉温からみてかなり Fuel NO に起因したものが考えられる。未燃焼ガス成分である炭化水素やアルデヒド、有機酸などは、現在の連続式機械焼却炉で空気過剰率1.5～2.0、炉温900°C前後の通常の運転では、前節の実験結果からみて、良好な燃焼条件であり、その発生量も少ないが、小型のバッチ炉や機械炉でも、炉温が低い時などには、メタン換算で10,000 ppm近い非常に大きな測定値をみることがある。この焼却炉の排ガス中の炭化水素の成分までを詳細に測定した例はきわめて少ないが、A. A. Carotti¹⁷⁹⁾や W. N. Tuttle¹⁸⁰⁾らの分析によると、低級炭化水素では、メタン、エチレン、アセチレン、エタンの順になっている。

次に、排ガス中の有害物質で注目される重金属についても測定を行ってみたので、その結果を表5-5に示す。本測定では、集じん機出口における先の排ガス測定のはいじん中の重金属濃度を、原子吸光光度計によって測定し、これから集じん機によって捕集されずに煙突から放出される重金属量を算出している。なお、水銀のみは吸収液によって捕集した。表5-5には、同様な方法によって測定した他の焼却炉の例も付記している。測定結果からみて、焼却炉の排ガス中の重金属で問題となるものは、Cd, Pb, Hgと思われるが、このことは後章で述べる集じんダスト中の重金属の測定値と類似の結果であることからみてもうなずけよう。

表 5-2 連続式機械焼却炉

工場	焼却量 ton/day	ガス冷却 方式	集じん 方式	ガス温度 ℃	水分 %	CO ₂ %	CO %	ばいじん g/Nm ³
N	400	ボイラー	EP+MC [*]	220	11.3	—	—	0.097
W	600	ボイラー	EP+MC	226	11.5	9.1	0.01	0.055
S	300	水噴射	EP+MC	237	17.1	3.7	0.015	0.037

EP：電気集じん機、MC：マルチサイクロン

表 5-3 ごみ焼却炉排ガス

炉型式	焼却量 t/h	ガス量 Nm ³ /h	ガス冷却 方式	集じん方式	CO ₂ %	O ₂ %	CO %	N ₂ %	H ₂ O %
連続式1	9.9	51000	水噴射	MC+EP	—	—	—	—	329~419
2	6.4	39600	〃	多段塔	4.2~6.7	13.3~16.2	0	79.6~80.0	16.3~18.0
3	4.2	20400	〃	MC	4.9~5.9	13.2~14.2	0	80.0~80.9	35.0~39.9
バッチ炉4	5.0	69600	なし	ベントリ スクラパー	2.2~5.2	12.8~18.9	0.3~0.7	79.9~80.0	—
5	5.0	55000	〃	〃	1.8~3.5	16.0~18.4	0.5~0.7	80.0~80.5	2.5
6	2.5	16800	〃	シャワー	3.5~5.2	15.1~16.0	0	79.5~80.5	6.7~14.9
7	2.4	6700	〃	〃	1.5~3.0	17.0~19.0	0	79.6~80.0	12.7~13.8
連続式8	7.76	47020	ボイラー	EP+MC			0.03~0.14		14.1
〃	7.86	40230	〃	〃			tr		18.2
〃	9.27	43400	〃	〃			0.0~0.15		15.7

排ガス測定結果

HC1 ppm	SOx ppm	NOx ppm	アンモニア ppm	シアン ppm	アルデヒド (HCHO) ppm	COD g/Nm ³
851	235	204	10.5	0.42	0.0087	0.163
603	437	138	3.0	2.2	0.52	0.146
129	125	64	6.5	1.6	2.8	0.050

測定例（文献値）

ばいじん(g/Nm ³) 集じん機		SOx ppm	NOx ppm	HCl ppm	NH ₃ ppm	R-CHO ppm	R-COOH ppm	炭化水素 (CH ₄) ppm	Cl ₂ ppm	文献
入口	出口									
159~166	0.03~0.06	21~62	47~96	64~238	15~0.3	3~7	47~106			181)
0.22~0.76	0.12~0.29	12~24	23~42	63~97	3~32	12~27	90~110			
203~325	0.69~0.88	96~310	85~210	26~180	1~11	15	101~150			
0.5~0.6	0.2~0.3	7	—	—	60~210	—	—			181)
0.86	0.4~0.5	8	—	400~500	30~240	—	—			
0.30~5.71	—	61~74	66~76	24~45	9~115	16~26	65~80			
0.19~1.41	—	25~35	70~382	27~34	85~300	5.6~7.9	—			
1.31	0.12	0~37	0~64	223~343	1.6~2.9	0.88~8.6	—	0.5~5.0	0.03~0.04	182)
1.58	0.18	2~79	43.5~78.0	2.08	3.5	0.52~0.71	—	2.3~4.0	tr	
1.54	0.10	16.5~72.5	3.0~92.4	30.2~53.0	0.9~3.7	16.3	9.6~23.3	6.2~5.5	tr	

表 5-4 都市ごみ焼却炉有害物質排出量

単位 kg/ton・ごみ

	炉規模	集じん・その他備	ばいじん	SO _x	NO _x	炭化水素 (CH ₄)	HCl	CO	アルデヒド (HCHO)	有機酸 (CH ₃ COOH)	アンモニア	文献
	400ton/day	ボイラー, MC, EP	0.46		2.0		6.6		0.00006		0.043	本研究
	600 "	ボイラー, MC, EP	0.21		1.1		32~45		0.0027		0.009	
	300 "	水噴射, MC, EP	0.47		0.89		11~18		0.025		0.0033	
東京都公害局 (S.48)	300 "	EP+MC	0.59	0.48	0.99	0.045		0.585	0.0041			183)
		なし	5.7	0.63	0.99	0.045		0.585	0.0041			
	100~200 "	EP+MC	0.69	0.40	1.0	0.039		7.65	0.012			
		なし	5.3	0.45	1.0	0.039		7.65	0.012			
	10 以下 "	洗浄集じん	3.5	Neg	1.5	2.05		3.55	0.049			
		なし	6.9		1.5	2.05		3.55	0.049			
東京都公害局 (S.43)	8.0 t/h	水噴射, MC, EP		0.21~0.62	0.50~1.0		0.64~2.5		0.021~0.048	0.65~1.47	0.006~0.012	181)
	5.0 "	水噴射, 洗浄塔		0.45~1.0	0.29~0.53		0.65~1.0		0.098~0.14	1.48~1.82	0.001~0.015	
	2.5 "	水噴射, MC		0.92~2.9	0.85~2.1		0.21~1.4		—	1.32~1.95	0.004~0.041	
	1.25 "	バッチ炉		0.53~1.4	0.21~0.28		4.4~18.2		—	0.66~1.13	0.034~0.21	
米 国	都市ごみ焼却炉		7.7	0.9	0.9	0.136		0.45	0.136	0.27	0.136	184)
	工業・商業用・多室型		1.36	0.9	1.36	0.360		4.5	0.450	1.36	0.180	
	家庭用(公害防止装置なし)		6.8	0.18	0.45	0.900		90.0	2.5	3.2	0.136	
環 境 庁	600ton/day	ボイラー, MC, EP	0.883	0~0.79	0~0.64	0.003~0.27	2.7~4.2	3.0~13.1	0.009~0.018	—	0.009~0.016	182)
	600 "	"	1.68	0.051~2.09	0.53~0.95	0.015~0.26	3.1	—	0.064~0.087	—	0.24	
	600 "	"	0.785	0.36~1.58	0.31~0.94	0.034~0.30	4.9	0.0~14.0	0.166	2.5~6.0	0.005~0.021	
米 国	250ton/day				1.1	0.45		0.3	0.0006			185)
	5 "				0.73	0.20		2.0	0.0073			
"	5工場10Data平均					0.84			0.086	0.045		186)

表5-5 都市ごみ焼却炉排ガス中の重金属量

		単位 g/ton・ごみ, ()はmg/Nm ³											文献%
炉規模	炉温制御・集じん	Cd	Cr	Pb	Na	K	Hg	Mn	Zn	Sb	Fe	PCB	
400ton/day	ボイラー, MC, EP	0.43 (0.090) 0.31 (0.066) 0.75 (0.157)	0.013 (0.0028) 0.10 (0.021) 0.0076 (0.0016)	1.1 (0.24) 0.9 (0.19) 3.2 (0.68)	11 (2.3) 5.2 (1.1) 10 (2.1)	4.7 (1.0) 7.1 (1.5) 5.2 (1.1)		0.047				0.0078 ~0.078	本研究
600 "	ボイラー, MC, EP	0.10 (0.025) 0.11 (0.029) 0.067 (0.017)	0.0023 (0.00058) 0.0050 (0.0013) 0.0028 (0.00071)	0.51 (0.13) 0.58 (0.15) 0.27 (0.070)	1.5 (0.39) 4.3 (1.1) 2.8 (0.73)	2.3 (0.60) 1.5 (0.38) 1.1 (0.27)	0.0 (0.0)						"
300 "	水噴射, MC, EP	0.13 (0.019) 0.03 (0.0044)	0.0048 (0.0007) 0 (0.0)	0.15 (0.022) 0.042 (0.0062)	1.2 (0.18) 0.66 (0.097)	1.8 (0.27) 0.46 (0.068)							"
600 "	ボイラー, MC, EP	0.49 (0.067) 2.06 (0.225) 0.59 (0.077)		13.0 (1.74) 90.0 (9.85) 19.0 (2.49)			1.17 (0.157) 0.76 (0.084) 1.24 (0.163)	4.11 (0.550) 1.22 (0.134) 1.36 (0.179)	29.5 (3.95) 149 (16.31) 47 (6.17)	0.24 (0.032) 1.90 (0.208) 0.74 (0.097)	43 (5.76) 18 (1.97) 8.5 (1.12)		182)
D市 B工場	1	N.D	(1.85)	(2.46)				(1.17)	—		(13.1)		187)
	2	(0.09)	(7.06)	(1.89)				(0.38)	(2.93)		(4.24)		
D市 C工場		N.D	(10.6)	(1.29)				—	(0.35)		(16.9)		
D市 E工場	1	N.D	(8.31)	(0.16)				(0.25)	—		(14.3)		
	2	(0.01)	(7.38)	(0.17)				(0.49)	(0.15)		(29.4)		

参考文献

- 170) 守川時生, 山賀修蔵「燃焼・熱分解による刺激性低級脂肪酸とホルムアルデヒドの発生」日本火災学会論文集 Vol. 24, № 1, 2, P. 1 (1974)
- 171) 守川時生「くん焼時におけるアクロレインとホルムアルデヒドの発生」日本火災学会論文集 Vol. 26, № 1, P. 1 (1976)
- 172) C. B. Prakash, F. E. Murray "Studies on Air Emissions from the Combustion of Wood-Waste" Combustion Science and Technology, Vol. 6, P. 81 (1972)
- 173) 石動四郎 その他, 86) に同じ
- 174) 功刀雅長, 神野博, 松村雄次「焰中の煤の生成機構第2報」旭硝子工業技術奨励会研究報告 Vol. 13, P. 581 (1967)
- 175) K. H. Homann "Carbon Formation in Premixed Flames" Combustion and Flame Vol. 11, P. 265 (1976)
- 176) E. A. Boettner, G. Ball, B. Weiss "Analysis of the Volatile Combustion Products of Vinyl Plastics Jour. of Applied polymer science, Vol. 13, P. 377 (1969)
- 177) S. J. Borge, C. F. H. Tipper "The Burning of Polymers" Comb. & Flame, Vol. 13, P. 495 (1969)
- 178) C. F. Cullis "The Combustion of Polyolefins" Oxidation and Combustion Revs. Vol. 5, P. 83~133 (1971)
- 179) A. A. Carotti and E. R. Kaiser "Concentration of 20 Gaseous Chemical Species in the Flue Gas of Municipal Incinerator" the 64th Annual Meeting of A. P. C. A. (1971)
- 180) W. N. Tuttle and M. Feldstein "Gas Chromatographic Analysis of Incinerator Effluents" J. A. C. A. Vol. 10, № 6, P. 427 (1960)
- 181) 平山直道, 菱田一雄 他「排ガス性状からみたごみ焼却炉の研究」日本機械学会誌 Vol. 71, № 589, P. 222~230 (1968)

- 182) 日本熱エネルギー技術協会(昭和48年環境庁委託調査)「都市型大気汚染防止対策清掃工場物質収支調査報告書」(1974)
- 183) 東京都公害局「大気汚染物質排出係数算出調査結果について」官公庁公害専門資料 Vol. 8, № 4, P. 47 (1973)
- 184) P. L. デュブレイ「大気汚染物質の発生源」 P. 11, 横川書房(1971)
- 185) R. P. Hangebrauck, D. J. Von Lehmdeu, J. E. Meeker
 "Emissions of Polynuclear Hydrocarbons and Other Pollutants from Heat-Generation and Incineration Processes" J. A. C. A. Vol. 14, № 7, P. 267 (1964)
- 186) A. D. Little "Systems study of Air Pollution from Municipal Incineration" U. S. Dept of Health Education and Welfare, the Division of process control Engineering National Air Pollution Control Administration. (1970)
- 187) 井上三郎, 本多淳裕「ごみ焼却における金属の挙動」第25回廃棄物処理対策全国協議会全国大会講演概要集(1974)

第6章 都市ごみの焼却灰に関する研究

本章では、都市ごみの焼却処理プロセスの最終生成物である焼却灰について、その安全性、安定性を中心に検討してみる。

都市ごみの焼却灰中で問題となる有害物の1つは、未燃焼物である有機物であり、他の1つは重金属であろう。ほとんどの場合、焼却灰は最終的に埋立処分されるので、このとき焼却灰中の有害物がどの程度周囲環境へ溶出してくるかが特に問題となる。

そこで本章では、まず焼却灰中の有機物(未燃物)に関する安全性の評価を行い、次いで焼却灰中の重金属の問題を、実態調査を中心として考察してみる。

6-1 焼却灰による有機性汚染の評価に関する研究

(1) 焼却灰の測定法に関する研究

現在、我国のごみ焼却炉の引き出し灰に対する基準は、熱灼減量値がすべてである。すなわち、引き出し灰の熱灼減量が連続式炉では10%以下、バッチ炉では15%以下であることとなっている。たしかに焼却灰中に有機物が残存する場合、熱灼減量はその1つの測定法ではあるが、問題は焼却灰中に環境汚染の因となる有機物、いいかえれば微生物の作用を受けやすい腐敗性の有機物がどの程度残存しているかであり、熱灼減量にかかるもの常に腐敗性の有機物とは限らない。たとえば、木炭やプラスチックなどが焼却灰中に残存した場合、これらのものは有機物であり、熱灼減量にかかるがそのまま放置または埋立処分されても腐敗したり溶出したり、周囲環境に有機性汚染を及ぼす恐れはまずないといってもよい。このように熱灼減量による焼却灰の評価は、必ずしも焼却灰の有機性汚染の絶対的な評価には結びつかない。焼却灰の熱灼減量はむしろ、焼却炉の性能に対する評価、すなわち「その焼却炉で燃えるべきものがいかによく焼却されたか」の評価としての意味が本来のものであろう。

現在、欧州においては、焼却灰の評価について上述の熱灼減量のみによるものの以外に、焼却灰が周囲の環境に及ぼす影響を考慮した分析法や測定法の検討

¹⁹⁰⁾¹⁹¹⁾¹⁹²⁾¹⁹³⁾¹⁹⁴⁾
が行われている。これらはいずれも焼却灰中の有機物で化学的に酸化されるものや、あるいは一たん加水分解されたものが微生物によって分解されるもの（腐敗性有機物）として評価しようとするものである。しかしながら、この測定法によるものが、実際に焼却灰の環境への有機性汚染の示標となりうるか否かの検討は、まだ充分に行われていない。

そこで本研究では、焼却灰の浸出液のBOD値をその焼却灰の環境への有機性汚染の具体的な判定材料として、上記の焼却灰の新しい測定法や従来の熱灼減量による測定法を評価、検討しようとした。

新しい測定法としては、E.M.P. A. 法、チューリン法をとりあげてみる。

E.M.P. A. 法は、¹⁹⁵⁾G. Rolliéによって提案されたもので、分解される有機物質に関係した炭素量によってその焼却灰を評価しようとするものである。その原理はドイツ試験法と同様であるが、¹⁹⁶⁾焼却灰を2つの試料にわけ、1つを強酸（濃塩酸）と強アルカリ（苛性ソーダ）とで処理し、他の1つを強酸のみで処理し、各々の処理後の試料中の炭素量を示素分析し、両者の差によって算出されるような、アルカリのみに可溶すると考えられる炭素分を、分解されうる有機性炭素量とみなし、この炭素分の含有百分率をもってE.M.P. A 値とするものである。

一方のチューリン法は、¹⁹²⁾B. Orsanicによって紹介された焼却灰中の有機性炭素量の測定法であるが、この方法は従来、土壌分析においてチューリン法、シマコフ法とよばれている「土壌中の有機性炭素の測定法」であるので、ここではチューリン法と呼ぶことにする。この測定法の原理は、クロム硫酸に焼却灰を加え一定時間加熱処理したのち、モール塩にて滴定し、そのときのクロム硫酸の酸化力の低下より、焼却灰中の有機性炭素量を算出するものである。

なお、熱灼減量は、厚生省の基準に従って600°C、2時間の値を採用する。

さて、以上に述べた3つの焼却灰の測定法を評価するために、焼却灰浸出液のBOD値の測定法を次のように定めた。

焼却灰5gを0.5mm程度に粉碎し、500mlの蒸留水に入れ、48時間、5°Cで攪拌しつつ充分焼却灰中の有機分を浸出させたのち、ろ紙No.5Bでろ過

し、この液を pH=7 に調整したのち、BOD₅ 値を測定する。

測定実験に用いた焼却灰試料は、表 6-1 に示す組成の生ごみを、電気炉内（750℃）において燃焼時間を種々に変化させて焼却したものと、実際にごみ焼却場から引出した灰とである。また、参考までに、草地の土壌やごみ組成の純物質についても上記の測定法を試みた。

いずれの試料も 0.5 mm 程度に粉碎したのち各測定を行っている。

さて、その測定結果は表 6-2、またこの各測定法の値と BOD₅ との相関は図 6-1 に示す。この結果、BOD₅ 値が必ずしも絶対的な焼却灰の環境汚染の示標とはいえないまでも、ある程度評価できる値とすれば、この BOD 値との相関がよくない熱灼減量、全炭素、チューリン法は、焼却灰の環境への有機汚染度を知る測定法としては、すぐれた方法とはいえない。

この熱灼減量、全炭素、チューリン法いずれも焼却灰中の未酸化物量（未燃焼物量）を測定しているにすぎないようである。

BOD 値との相関が比較的良いものは、E.M.P.A. 法である。また、腐敗性有機物とアルカリ可溶成分とはある程度相関があるように思われる。しかしながら、この E.M.P.A. 法は操作が若干煩雑であり、また試料の粒度によって絶対値が少しばらつくなどの欠点があるので、今後採用するにはまだ改良する余地があると思われる。現在、この E.M.P.A. 法の値について、G. Rollé¹⁹⁵⁾ らは $2.5 \pm 1\%$ が焼却灰の良否の判定の 1 つの基準であると述べているが、本実験の結果からみてもほぼ妥当と思われる。

また、時間のかかる測定法ではあるが、直接焼却灰の浸出液の BOD 値をもって、その焼却灰の有機性汚染度の示標とするのも 1 つの考え方であろう。

現在では、各都市とも新設の焼却炉について仕様では、熱灼減量をますます小さくとる方向であり、極端な場合 2～3% の熱灼減量の灰を要求しているが、実際には、焼却灰中の有機物量はどの程度まで許されるであろうか？この問題の解答の 1 つの目安としては、樹木の生育している土地の土壌程度であれば、まず環境汚染の心配は少ないと思われるので、これを 1 つの基準として考えるのではなかろうか。その意味で、焼却灰の熱灼減量を 3% 以下にす

ることは、有機物汚染の面からはあまり意味がないようである。いずれにしても、今後は焼却灰の環境汚染源としての評価基準を、熱灼減量のみを求めるのは無理があるのではなかろうか。

(2) 焼却灰の埋立処分に伴う浸出水について

焼却灰は、最終的にはほとんど埋立処分されている。この焼却灰の埋立処分に関して特に問題となるものは、その浸出水の水質であろう。

そこでこの問題に関連した簡単な埋立模擬実験を行ってみた。すなわち、焼却灰や生ごみを塩化ビニールのカラム（ $\phi 100\text{ mm}$ ，長さ 300 mm ）につめ上部より水を通し、その浸出水の水質の日変化をみてみた。この実験に用いた試料生ごみは表6-3に示すような組成のもので、粒径は約 10 mm 程度であり、焼却灰はK市焼却場の引出し灰より、粗大な不燃物を取り除いたものを、表6-4に示す条件でカラムに充填した。嫌気性カラムは、最初に CO_2 でカラム内の空気を置換している。また、好気性カラムの側壁は有孔である。カラムへの通水は、我国の年間降雨強度に準じ、1週間毎に 200 ml とし、浸出水採水日のみ 600 ml 通水した。

実験結果を表6-5および図6-2に示す。生ごみ試料の浸出水の水質変化をみると、好気性の場合の方が、浸出水の水質が早くよくなっているが、この傾向は花嶋ら¹⁹⁷⁾の研究報告にも認められるところであり、ほぼ妥当な結果と思われる。問題は、焼却灰の関連したカラムの浸出水の水質変化である。結果では、70日後まで浸出水の水質はほとんど変化ないどころか、むしろ悪化の傾向さえみられる。考えられる原因は、焼却灰はアルカリ性が強いいため、このアルカリによって焼却灰の未燃物中や生ごみ中の分解性有機物がより多く溶出されたのではないかとと思われる。これは先の実験において焼却灰中の未燃物や生ごみの分解性有（ BOD_5 ）とアルカリ可溶分（E.M.P.A.法）とは相関があったことからみても、この解釈は妥当と思われる。

もしこれが事実とすれば、現在各地で行われている生ごみと焼却灰との混合埋立は、浸出水の水質の面からみると得策ではないかも知れない。

なお、ほぼ完全に焼却された焼却灰の浸出水については、O. Wolfskehl¹⁹⁸⁾

らの分析的研究によって、ほぼその安全性が確かめられているが、焼却灰からの種々の化学物質溶出について研究を行った R. J. Schoenberger¹⁹⁸⁾ らの報告によれば、埋立前の焼却灰と埋立後 2 年を経た焼却灰とでの浸出水中の硝酸性窒素の濃度は、2 年後の焼却灰の方が濃度が高いという興味ある結果が示している。

さらに、鈴木らの焼却灰のみのバッチの浸出実験において示された時間経過と各溶出物質の関係をみると、塩素イオンや COD 物質の溶出に比して、総窒素や BOD 物質の溶出の方が顕著であるという結果も、焼却灰と分解性有機物質との関係において、今後とも検討を要する点である。

表6-1 生ごみ試料

	成分	組成 %	含水率 %
可燃物 (84 %)	紙	31	56.5
	木竹	2	16.1
	せんい	5	25.4
	プラスチック	10	7.3
	ゴム	1	0
	残パン	2	52.4
	植物厨芥	30	86.5
不燃物 (16 %)	動物 "	3	
	金属	4	0
	ガラス	5	0
	土砂	7	1.5
	計	100.0	

表6-2 測定結果

試料	熱減 灼量 %	全炭素 %	水素 %	EMPA 法炭素 %	チャーリン 法炭素 %	BOD ₅ (ppm)
A 実験用灰	6.4	5.2	0.29	0	5.6	4.5
B "	24.3	17.2	0.53	0	13.6	2.5
C "	40.4	29.6	1.32	3.86	13.9	60.2
D "	47.9	34.5	1.68	4.45	18.8	86.5
E 実際の引出灰	9.1	3.4	0.35	1.04	11.1	4.8
F "	34.8	18.9	1.74	5.76	13.9	244.4
G 土	3.8	1.6	0.32	0.76	1.2	12.4
H 合成樹脂	93.2				0.3	0
I 紙	95.2				43.2	94.0
J 乾燥野菜	92.1	49.6	10.0		34.5	1554
K 生野菜	—					2237

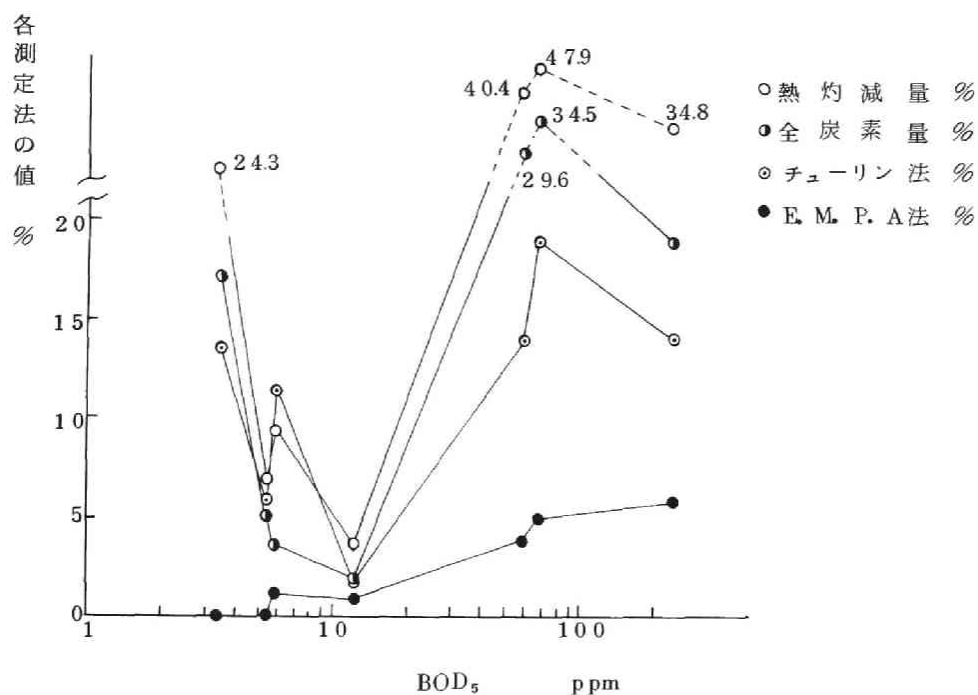
図6-1 焼却灰の各測定法とBOD₅との相関

表 6-3 試料ごみ組成

(含水率)	重量比
紙 (7.6 %)	29.9%
植物性厨芥(94.3)	38.8
動物性厨芥(78.1)	5.2
残 パ ン(77.5)	7.5
鉄	2.6
ガラス・石	7.8
プラスチック	8.2
焼却灰	熱灼減量 = 17.7%

表 6-4 実験条件

カラム A	生ごみ	500g	嫌気性
カラム B	生ごみ	500g	好気性
カラム C	生ごみ 灰	250g 250g	嫌気性
カラム D	灰	500g	嫌気性

表 6-5 カラムの浸出水の水質変化

	10 日 後				25日後	70日後		150日後
	BOD ₅	T-N	PH	CI	BOD ₅	BOD ₅	T-N	BOD ₅
A(生ごみ・嫌気)	ppm 1800	ppm 115.0	6.68	ppm 72	ppm 1517	ppm 896	ppm 91.0	ppm 118
B(生ごみ・好気)	1342	87.4	6.75	138	564	228	19.6	40
C(生ごみ+灰・嫌気)	1218	61.7	7.82	1015	1242	1320	85.2	186
D(灰・嫌気)	28	21.0	7.80	1590	48	62	15.6	36

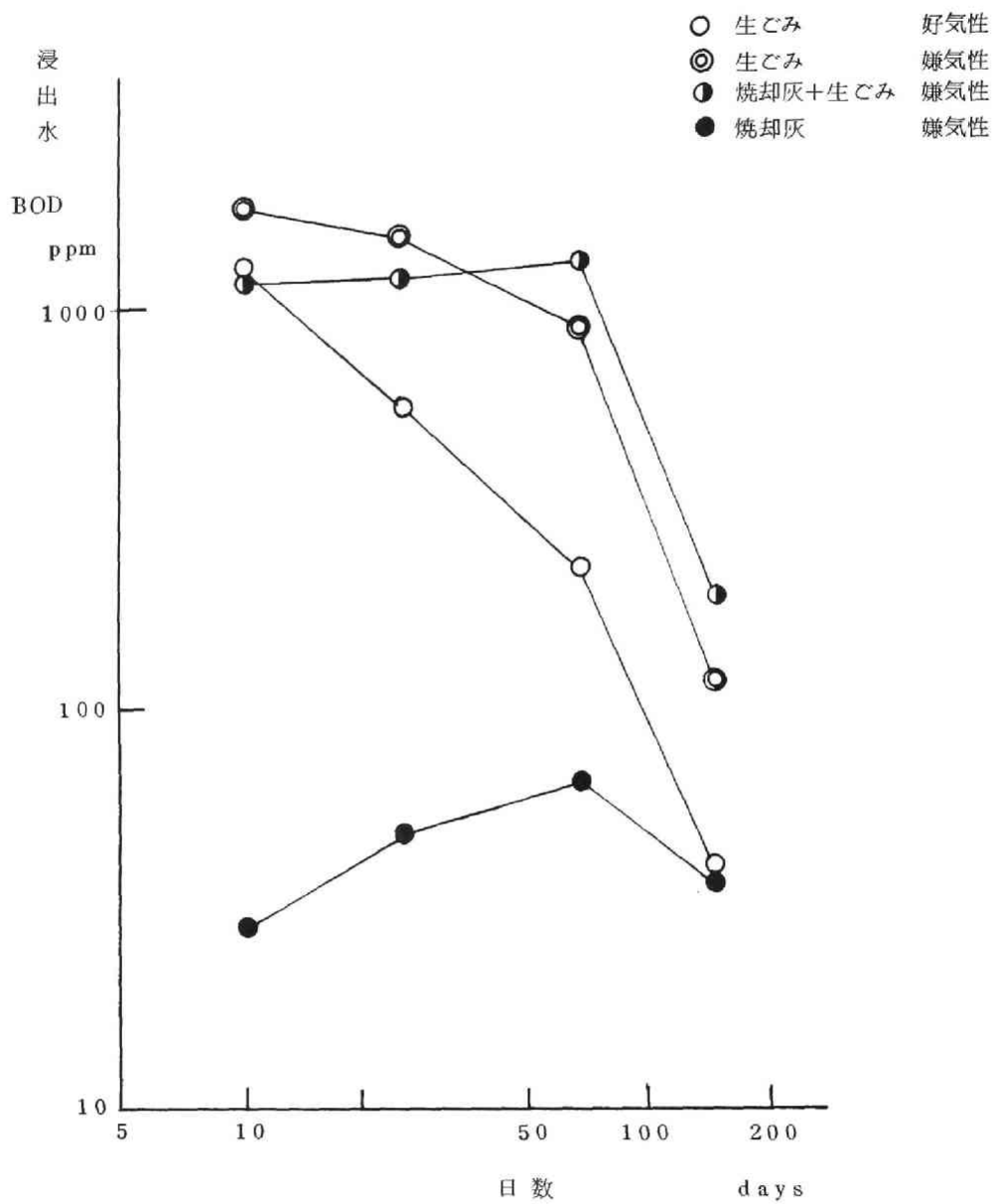


図 6 - 2 カラムの浸出水の BOD 変化

6-2 焼却灰による重金属汚染に関する測定

焼却灰中のもう1つの有害物である重金属について、その安全性を検討してみる。ここで言う焼却灰とはフライアッシュ（飛灰）をも含む、いわゆる焼却過程から排出されるすべての灰分を指している。実際にはほとんどの焼却炉では、最終的にはすべての灰分が混合されて排出する形になっている。

したがって、ここでは焼却灰の大部分を構成するところの火格子末端から排出される焼却灰を、フライアッシュと区別するために燃滓と呼ぶことにする。

さて、この焼却灰中にはどの程度有害物質が含まれ、それら重金属はどの程度溶出するものであろうか？

昭和47年当時、我国ではこの種の清掃工場からの二次汚染に関する資料で公表されたものはほとんど皆無であったので、実態を調査すべく2～3の清掃工場の各所の焼却灰の重金属測定ならびに溶出試験を行った。

測定対象の焼却工場はすべて連続式焼却炉であり、測定試料の燃滓は灰出しコンベアから、またフライアッシュは電気集じん機（E.P.）、もしくはマルチサイクロン（M.C.）の集じん灰より採取している。測定方法としては、焼却灰中の重金属含有量測定には王水浸出法を、また溶出試験は環境庁告示に定められた溶出試験法にはば準じた方法で前処理を行い、原子吸光度法にて定量している。²⁰¹⁾

測定結果を、表6-6～表6-9に示すが、その後他研究機関でも少しずつ同様な調査報告がなされたので、同表の下部にはこれらの測定結果も比較資料として合せて整理して示している。

この燃却灰である燃滓やフライアッシュの化学組成は、表6-10にみるように大部分は SiO_2 や Al_2O_3 およびCa, Na, Kなどのアルカリ金属の酸化物であり、それに若干の重金属酸化物で構成されている。

問題はこの重金属であるが、溶出試験の結果や焼却灰の洗浄過程を経た廃水の原水水質（表6-11参照）などからみて、特に問題となるものは、鉛とカドミウムであろう。このカドミウムの発生原因は、ごみ中のプラスチック²¹¹⁾の重金属が何らかに関与していると思われる。また、燃滓とフライアッシュとを

比較した場合、総じてフライアッシュの方が重金属含有量および溶出量も多く、環境汚染の危険性が高いようである。フライアッシュの発生量は、燃滓に比べてほんのわずか（ $\frac{1}{10}$ 程度）であるので、場合によっては集じんかすのみ別個に処分することも検討する必要があるだろう。

表 6-6 燃 滓 中 の 重 金 属 お よ び P C B

単位：ppm（乾物試料基準）

対象焼却場	試料採取日	Cu	Fe	Pb	Cr	Mn	Cd	Zn	Hg	Na	Ni	As	PCB
A市 S工場	S.47. 2 (1)	500	27000	1200	70	60	5						
	" (2)	700	21000	240	60	50	3						
	" (3)	1300	23000	400	60	40	3						
	S.47. 7	600	14000	1800	24	300	10						0.47
A市 W工場	S.47. 7	650	22000	5100	64	600	100						
A市 N工場	S.47. 7	1600	32000	1200	42	470	10						0.3
B市 工 場	(1)	22000		2489			5.5	4716					
	(2)	3400		2992			6.5	4488	0.758				
	(3)	8800		2860			3.3	8800					
	(4)	10920		11856			4.3	7410					
B市 工 場	(1)	5680		870	28.2		13.9	10240	0.676				
	(2)	1090		1660	32.0		16.6	17600	0.443				

文献No

C県 14工場 21Data平均	1300	15900	470	160	520	3.6	2800	0.14	12000	39	10.0		202)
D市 3工場 3Data平均	4200	54400	775	595	1800	15.0	10500	0.72	111000	245			203)
E県 7工場 平均	1200	26500	1100	101	1000	10.5	2700			58			204)
米国 1工場 2Data平均	2300	84000	5000	350			2500		26000				205)

表 6-7 燃滓の重金属溶出試験結果

単位：ppm (PHは除く)

対象焼却場	試料採取日	Cu	Fe	Pb	Cr	Mn	Cd	Zn	Hg	Na	Ni	As	PH
A市 S工場	S.47. 2 (1)	0.1	0.08				0.003						
	" (2)	0.7											
	" (3)	0.7					0.002						
	S.47. 7	0.4	0.2		0.7	0.4							
A市 W工場	S.47. 7	0.2	0.2		0.8	0.2							
A市 N工場	S.47. 7	0.6	0.2		0.5	0.2							
B市 工 場	S.48. 9 (2)	6.7	0.0	0.0	0.0		0.05	0.0	0.0				
	" (3)	6.4	0.0	0.0	0.0		0.0	2.8	0.004				
	" (4)	2.2	0.0	0.0	0.0		0.0	0.7	0.0				
	S.48.11 (1)	3.5	0.5	0.0	0.0		0.0						
	" (2)	6.8	0.0		1.16		0.006						
	" (3)	0.0	0.0		0.0		0.0						
	" (4)	0.36	0.0		1.56		0.93						
文献値													
C県 6工場 6Dataの範囲	0.00 ~14.2	0.00 ~1.73	0.06 ~0.62	0.03 ~0.84	0.00 ~0.61	0.00 ~0.006	0.06 ~1.4	0.00 ~1570	0.00 ~0.010	0.00 ~0.18	0.00 ~0.010	7.8 ~12.4	202)
E県 7工場 平均	0.10	1.00	0.10	0.09	0.31	0.02	0.40			0.10		7.5	204)

表 6-8 フライアッシュ中の重金属およびPCB

単位: ppm (乾物試料基準)

対象焼却場	試料採取日	Cu	Fe	Pb	Cr	Mn	Cd	Zn	Hg	Na	Ni	As	PCB	文献No.
A市 S工場	S.47.2	500	17000	400	130	90	2	2000						
	S.47.7	260	6800	710	110	500	33						0.67	
W工場	S.47.7	17000	740	75000	110	1000	4000						0.33+(0.59)	
N工場	S.47.7	2600	1800	330	82	200	780						0.27	
B市 工場	S.48.9	748		575			23	8050	2.86					
	S.48.11	480		1100	100		33	7080	2.67					
C県 4工場 8 Data 平均		43	12600	94	251	720	11.7	3000	1.58	16500	46	14.8		202)
D市 4工場 4 Data 平均		2400	74800	2802	434	1300	463	30700	5.0	140000	173			203)
E県 5工場 平均		830	1500	3440	144	12	227	6000			115			204)
米国 1工場 5 Data 平均		740	23400	2460	540	600		5020		17900				205)

表 6-9 フライアッシュの重金属溶出試験結果

単位：ppm（PHを除く）

対象焼却場	試料採取日	Cu	Fe	Pb	Cr	Mn	Cd	Zn	Hg	Na	Ni	As	PH
A市 S工場	S.47. 2	0.05		0.0	0.0	0.2	0.0004						
	S.47. 7	0.03	1.9	0.22	5.2	2.7	0.2						
	S.47. 7	0.4	2.5	1.8	0.25	6.2	2.4						
A市 W工場													
A市 N工場	S.47. 7	61	3.5	1.5	0.51		4.7						
B市 I 場	S.48. 9	0.0	0.0	0.0	2.5		0.0	0.0	0.0012				
	S.48. 11 (1)	0.0	0.0		8.63		0.0	0.0					
	" (2)	0.0	2.4		16.6		0.0	0.0					

文献%

C県 4工場 4Dataの範囲	0.00 ~2.54	0.00 ~0.17	0.00 ~0.28	0.00 ~0.31	0.00 ~13.5	0.00 ~0.77	0.01 ~12.6	0.00 ~0.001	630 ~2220	0.00 ~0.09	0.002 ~0.003	9.6 ~9.7	202)
E県 5工場の平均	0.03	0.91	0.19	0.71	0.30	0.04	0.02			0.10		9.3	204)

表 6-10 めみ焼却場のスラッグおよびフライアッシュの化学組成

単位：%

			SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	BaO	SO ₃	ZnO	MnO	CuO	PbO	V ₂ O ₅	文献 No.
スラッグ	(1)		43.01	24.85	6.00	3.31	9.28	2.47	3.28	0.73	2.05	0.66		1.17					206)
	(2)		49.91	8.73	12.78	2.40	11.03	2.54	3.31	2.27	2.40	0.45	1.59	2.49					
	(3)		45.99	21.47	7.78	3.00	9.50	2.65	3.16	1.09	2.00	0.62	0.32	0.46					
			44.73	17.44	9.26	2.92	10.52	2.1	8.14		1.52	tr	3.69	1.54					
フライアッシュ	E工場	EP灰	21.00	9.52			12.23		7.80	8.20	0.93		12.38						207)
		MC灰	26.20	8.72			8.65		7.66	8.70	0.59		15.36						208)
	S工場	EP灰	13.40	8.06			9.29		11.50	13.64	1.68		9.68						
		MC灰	—	1.96			2.19		15.60	19.73	0.43		28.66						
	K工場	EP灰	13.20	8.44			10.67		11.00	13.20	1.10		35.21						
		MC灰	7.95	5.96			6.11		13.25	15.40	0.78		32.09						
	連続炉 バッチ炉	EP灰	10.38	5.46	1.84	0.48	10.84	2.39	12.07	13.79	1.48		19.87	4.49	0.10	0.30	1.68	0.1以下	209)
		MC灰	37.78	13.32	6.15	1.28	15.41	2.87	3.16	2.75	1.71		7.23	2.11	0.16	0.18	0.1以下	0.1以下	
		沈降室の灰	30.64	27.16	11.80		9.97	0.61					4.59	1.05	0.28				
			49.38	10.43	4.63		13.29	0.49					0.55	0.67	0.32				

表 6 - 1 1 焼却場廃水处理原水中の重金属および P C B

単位：ppm（PHを除く）

対象焼却場	Cu	Fe	Pb	Cr	Mn	Cd	Zn	Hg	Ni	PCB	PH
A市 S工場	0.6	5.8	1.5	0.3	0.1	0.1	5.3				
	1.4	7.4	2.0	0.2	1.3	0.75				0.0033	
B市 工場	2.1	3.1	1.5	0.4		0.14	0.56	0.0018			

文献No

D市 4工場	0.58 ～6.17	2.3 ～7.4	3.1 ～9.0	0.18 ～0.63	0.37 ～2.9	0.12 ～2.33	6.3 ～32.0	0.004 ～0.016	t r ～0.68		5.7 ～12.2	203)
F県 13工場	0.04 ～3.40		0.08 ～5.89	0.002 ～0.01		0.01 ～0.49	0.08 ～24.4	t r ～0.024	0.08 ～1.71		3.0 ～10.3	210)

参考文献

- 190) R. Braun "Wie weit soll der Müll-ausgebrannt werden?"
Brennstoff-Wärme -Kraft vol. 20, № 9, p. 409-411 (1968)
- 191) S. E. Hrudehy, R. Perry "Assessment of the Organic
Content of Incinerator Residues," Envir. Sci. Technol.
vol. 7, p. 1140 (1973)
- 192) B. Orsanic
"Method Zur Bestimmung des Kohlenstoffes der abbaubaren
Organischen Substanz in der Müllschlacke " Nr. 26 der
I. A. M. Zürich (1966)
- 193) I. G. Bowen, L. Brealey "Incinerator Ash-Criteria of
Performance" Joint. Autom Control Conf. Ann Arbor
p. 18-22 (1968)
- 194) M. L. Peterson, F. J. Stutzenberger "Microbiological
Evaluation of Incinerator Operations "
Applied Microbiology vol. 18, № 1, p. 8-13 (1969)
- 195) G. Rollé "Über die Bestimmung der Ausbrandqualität
von Asche und Schlacke aus Müllverbrennungsanlagen "
Nr. 26, der I. A. M., Zürich, (1966)
- 196) 申丘澈「ドイツにおけるごみ処理とこれに関連するごみ試験法」
空気の調和・衛生工学, vol. 42, № 4, p. 29-46 (1968)
- 197) 花島正孝「廃棄物処理の変遷と動向」 第26回廃棄物処理対策全国協
議会全国大会 講演概要集 p. 74 (1975)
- 198) O. Wolfskehl, E. Baye "Einwirkung abgelagerter Müllasche
und Müllkompostes auf das Grundwasser "
Schweiz. Bauzeitung, vol. 84, № 3, p. 61 (1966)
- 199) R. J. Schoenberger, A. A. Fungaroli "Incinerator-Residue
-Fill Site Investigation"

- Journal of the Soil Mechanics and Foundation Division,
ASCE. SM 10, p. 1431 (1971)
- 200) 鈴木和雄「ごみ焼却灰の埋立てによる浸出水の水質について」 用水と
廃水, vol. 8, № 12, p. 45-53 (1966)
- 201) 岩井重久, 菅原正孝, 高月紘「清掃工場における重金属およびPCB」
都市と廃棄物, vol. 4, № 4, p. 20(1974)
- 202) 田中信寿, 木全央「京都府におけるごみ焼却場の引出灰および集じん灰
中の重金属組成について」 第25回廃棄物処理対策全国協議会全国大会
講演概要集, p. 38 (1974)
- 203) 井上三郎, 本多淳裕「ごみ焼却における金属の挙動」 第25回廃棄物
処理対策全国協議会全国大会講演概要集, p. 1 (1974)
- 204) 大山征也, 渋谷信雄, 笠原貢「ごみ焼却場より排出される引出灰, 集じ
ん機ダストについて」 第26回廃棄物処理対策全国協議会全国大会講演
概要集, p. 72 (1975)
- 205) E. B. Wilson, D. J. Akers "Chemical and Physical
Characterization of Metropolitan Incinerator Refuse and
flyash." A paper in the proceedings of the second
Mineral Waste Utilization Symposium. (1970)
- 206) David B. Herbert "The Nature of Incinerator Slags"
Proceedings of 1966 National Incinerator Conference
A. S. M. E. p. 191 (1966)
- 207) E. R. Kaiser C. D. Zeit J. B. Mccaffery
"Municipal Incinerator Refuse and Residue" Proc. of
1968 National Incinerator Conference A. S. M. E.
p. 142 (1968)
- 208) 東京都清掃研究所「ごみの性状」 p. 126 (1970)
- 209) 菱田一雄「ごみ焼却に伴う排ガスとその除じんについて」 公害と対
策, vol. 4, № 10, p. 25(1968)

- 210) 吉田豊, 成富武治, 永田知子, 中山和好「市町村(組合)設置のごみ焼却施設の排水等に含まれる有害物質について」 第26回廃棄物処理対策全国協議会全国大会講演概要集 p. 59 (1975)
- 211) 浦辺真郎, 岩井重久, 高月紘「都市ごみ中プラスチック中の有害物質について」 昭和51年度土木学会全国大会講演概要集Ⅱ, p. 530 (1976)

第 7 章 結 論

7-1 本研究の主たる成果

本研究では、都市ごみの焼却処理に関する種々の基礎的な問題について、実験的な検討を加えてきたが、以下にその研究成果を各章ごとに要約する。

第 2 章では、都市ごみの発生機構の解明の 1 つとして、我国の一般家庭で消費される各種の製品を、製品生産統計を用いて物性別に分類、定量化し、都市ごみの組成と対比させることにより、製品生産統計から我国の都市ごみの平均的な組成を推定する手法を検討した。

その結果、非常に粗い推定にもかかわらず、各都市の実測値から推算した我国の都市ごみの平均的な組成と、製品生産統計から推定したそれとは、質、量ともに比較的よい一致を示した。また、各品目別の消費量の経年変化は、各都市のごみ中の同品目重量の経年変化によく追隨していることも明らかとなった。

このことより、都市ごみをはじめとする我国の廃棄物の質的、量的な動行を知る上での有用な資料が、製品統計を詳細に検討することによって得られることが判明した。

第 3 章では、都市ごみの種々の物性の中で、特に焼却処理を前提とした性質、すなわち燃料特性について検討を加えた。まず、一般的な工業分析や元素組成について、我国の都市ごみ可燃分の平均的な分析値を明らかにし、ついで発熱量に関しては、都市ごみの組成別の測定結果とともに、都市ごみの低位発熱量を推算するための最も利用度の高いと思われる「可燃分中のプラスチック分を考慮した簡易式」を提案した。

また、従来から用いられてきた燃料の元素組成値から、高位発熱量を推定する種々の計算式で都市ごみなどのセルロース物質の多い燃料の場合の適合性について、実験的に検討するとともに、その理論的な裏付けを行ない、セルロース系燃料では、燃料中の酸素は一部は H_2O の形で、また他の一部は CO の形で、

燃焼反応を起すとする計算式が最も妥当であることを明らかにした。

さらに、都市ごみなどの揮発分の多い物質の燃焼において、燃焼反応と表裏一体である熱分解過程については、都市ごみの場合、およびその主成分であるセルロース、プラスチックの純物質の場合に分けて、各々示差熱分析や熱分解ガス成分測定を行い、これらを比較検討することによって、都市ごみの熱分解反応の一部を明らかにした。

これらの一連の都市ごみの燃料特性に関する研究の結果、都市ごみは、燃料的には、高含水率であるセルロース物質とプラスチックとの混合体としてモデル化できることが判明した。

第4章では、都市ごみの焼却処理の基本的プロセスである都市ごみの燃焼機構を明らかにするために、純セルロース、純プラスチック、都市ごみの3つの燃焼について、主としてその燃焼速度が、燃料特性（含水率、密度）と燃焼条件（送風量と炉温）によって、どのように変化するかを実験的に検討した。

セルロース物質の燃焼機構に関する研究では、現在まではほとんど未知の分野であった「高温下における高含水物質の燃焼現象」を実験的に明らかにすることができた。特にセルロース物質の定常燃焼速度や燃焼時間に及ぼす密度、含水率、雰囲気温度の外的因子の影響を、比較的詳細に検討した。

次に、今日では比較的資料の少ない各種のプラスチックの燃焼速度を、雰囲気温度別に求めた。その結果、形状が同じプラスチックでは、その種類によって燃焼速度はさほど大きくは異ならず、重油や灯油などとはほぼ同じ燃焼形態と燃焼速度とをもつことが明らかになった。また、この燃焼もしくは熱分解速度は、受熱量と送風量とによって大きく影響を受けることも明らかにした。

都市ごみの燃焼実験では、火格子上で燃焼する生ごみ中の水分や可燃分の重量変化を連続的に測定する方法の開発に成功し、直接生ごみが焼却されていく過程を明らかにすることができた。その結果、都市ごみの燃焼機構に関して、可燃分燃焼速度におよぼす含水率、密度や送風量の影響、および燃焼ごみ中の水分の挙動などに、種々の知見を得た。

上記の燃焼速度に関する実験を通して、熱伝導率の小さい有機性固体の燃焼においては、燃焼速度を支配するものは物質内への熱の移動速度であることが判明したが、この燃焼中の物質内の熱移動現象に関しても実験を行なった。すなわち、燃焼中の試料において、燃焼面の進行方向の未燃焼部内の各点の温度の時間的变化を測定することによって、充分ではないが燃焼速度と熱移動との関係を明らかにするための興味ある実験的成果が得られた。燃焼面温度を400°Cに仮定しての燃焼面から推算した燃焼速度と重量減少値が完全に一致し、実験的にも熱移動速度が燃焼速度を支配していることが明らかになった。また、含水物質の燃焼では、乾燥層、燃焼層の厚さは非常に薄いこと、都市ごみの火格子燃焼のような燃料の横込め燃焼では、下方への火移り速度が燃焼速度に大きな影響をおよぼすこと、その際の層内の熱移動には、層内の熱輻射の影響が非常に大きいことなどを明らかにすることができた。

なお、第4章の最後には、パイロットプラントを用いて廃プラスチックの専焼炉や、廃プラスチックと都市ごみとの混焼炉の開発実験を行なった結果を、それらの燃焼機構と燃焼ガスの性状との関係を中心にまとめている。

第5章では、都市ごみの燃焼ガスに関する基礎的な実験として、純セルロースおよび純プラスチックの燃焼条件（送風量や雰囲気温度）の違いにともなう、燃焼ガス中の未燃焼成分の変化を中心に検討を加えた。その結果、都市ごみの主成分であるセルロースおよび各種プラスチックの燃焼ガス中の炭火水素系の未燃焼成分が、燃焼条件によってどのような発生パターンとなるかが部分的に明らかとなった。すなわち、セルロースの燃焼ガス中の未燃焼成分と、各種プラスチックの燃焼ガス中の未燃焼成分とは、soot（煤）を除くとほぼ類似性があること、またこれらの未燃焼成分はsootの発生とベンゼンの出現とに関係があることが明らかとなり、さらに炭化水素→アルデヒド→有機酸への未燃焼成分の移行パターンの追跡に成功した。揮発成分の多い燃料で、燃焼ガスからみて良好な燃焼状態を得るには、要は、高温に保たれた限られた燃焼域（炉内）で、いかに空気量に合うように燃料の熱分解速度を制御するかにかかって

いるといえよう。

また第5章では、現在公表された資料の非常に乏しい各都市ごみ焼却炉の排ガス中の有害成分の実測を行なうとともに、これに関する資料の整理を試み、我国の都市ごみ焼却炉の排ガスの各種有害物質の平均的な排出係数の呈示を行なった。

最後の第6章では、都市ごみの焼却処理に伴って発生する焼却灰に関して、その有機物汚染および重金属汚染の問題を取り上げ、この二つの面から、都市ごみ焼却灰を評価しようと試みた。すなわち、有機物汚染に関しては、焼却灰中の腐敗成分を適確に測定するような方法、および焼却灰と生ごみとの混合埋立の浸出水問題について、ともに実験的な検討を加えたが、前者については、アルカリ可溶性有機炭素の測定値と、焼却灰中の溶解性腐敗成分量の間に、最もよい相関が得られた。また後者については、焼却灰を混合することにより、浸出水中の有機物量が増加する傾向がみとめられた。

なお、焼却灰による重金属汚染の面に関しては、実際の各都市の焼却炉の焼却灰を試料とし、これについて重金属の測定とその溶出試験とを行ない、焼却灰では特に集じん灰が問題になること、また問題となる重金属としては、カドニウムや鉛があることなどを明らかにした。最後に、現在の我国の都市ごみ焼却炉の焼却灰の重金属に関する各種の測定結果を整理し、今後のこの面での検討や対策のための基礎資料を得た。

7-2 おわりに

以上、本論文では都市ごみの焼却処理に関する基礎的な諸問題を検討してきたわけであるが、論文の作成にあたっては、常に都市の清掃事業にたずさわられておられる方々に、今後何らかの参考になればよいと念頭しつつまとめてみたつもりである。

終りにのぞみ、本研究を行なうにあたり、終始御懇切な御指導、御鞭撻を賜った京都大学工学部衛生工学教室岩井重久教授をはじめ、寺島泰教授、北尾高

嶺助教授ならびに衛生工学教室の方々に深く感謝の意を表したい。また、都市ごみの焼却処理の研究の先達者としての春山鴻氏には、多くの指導、助言をいただいたことを記して謝意を表したい。そして、本研究の成果は、共同研究者として、馬場耕三、和田彰、長谷部泰三、岡田宏道、古園井勝将、浦辺貞郎、入江登志男、城博昭、益田光信、滝口秀則、松本利明、下村憲正、石田章の諸氏の協力を得てはじめてできたものであることを銘記し、ここにこれらの諸氏

に深く感謝するしだいである。

